Monitoring Natuurherstel IJzermonding
2001 - 2005



opdrachtgever
Agentschap voor Natuur en Bos
Cel Kustzonebeheer

uitvoerders

Universiteit Gent
Vakgroep Biologie

Kon. Belg. Inst. Natuurrwet.
afd. Entomologie

Kath. Univ. Leuven
Lab. Hydraulica

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

eindredactie: Maurice Hoffmann

begeleiding: Jean-Louis Herrier
Marc Leten
Hannah Van Nieuwenhuyse

2006

113598

MONAIJ



Monitoring Natuurherstel IJzermonding 2001-2005

eindrapport onderzoeksopdracht AN.GKB/2001/nr. 1

eindredactie
Maurice HOFFMANN

begeleiding:
Jean-Louis Herrier, Marc Leten & Hannah Van Nieuwenhuyse

2006

VLIZ (vzw)
VLAAMS INSTITUUT VOOR DE ZEE
FLANDERS MARINE INSTITUTE
Oostende - Belgium

Opdrachtgever:

Agentschap voor Natuur en Bos

Cel Kustzonebeheer

uitvoerders:
Universiteit Gent, Vakgroep Biologie
Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Afdeling Entomologie
Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium Hydraulica
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Inhoudsopgave

INHOUDSOPGAVE 1

1. INLEIDING 7

2. PROCESSCHEMA VAN HET NATUURHERSTELPROJECT 13

2.1 PROCESSCHEMA VOOR EEN NATUURHERSTEL- EN -BEHEERPROCES 13
2.2 RUIMTELIJKE WEERGAVE VAN DE MONITORINGACTIVITEITEN 14

3. DE UITGANGSSITUATIE VAN HET STUDIEGEBIED VÓÓR DE NATUURHERSTELWERKEN 17

3.1 INLEIDING 17
3.2 GROOTTE VAN HET STUDIEGEBIED 18
3.3 UITGANGSSITUATIE VAN DE VEGETATIE 19
3.4 TIJKARAKTERISTIEKEN 20

4. DE DOELSTELLINGEN VOOR HET VLAAMS NATUURRESERVAAT DE IJZERMONDING. 23

4.1 INLEIDING 23
4.2 BIOLOGISCHE EN ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN IN DE DEELGEBIEDEN 23
4.2.1 Strand en zeereepduinen *27*
4.2.1.1 Laagstrand, vegetatieloos nat strand 27
4.2.1.2 Hoogstrand, droog, vegetatievrij strand en vloedmerkgemeenschappen 28
4.2.1.3 Strandhoofd 28
4.2.1.4 Zeereepduinen 29
4.2.2 Noordelijk duingebied *29*
4.2.3 Zuidelijk duingebied en estuarium *30*
4.2.4 Wegenis en begeleidende wegbermen *32*
4.2.5 Site Mosselkot *32*
4.3 DE NOODZAKELIJKE CONDITIES 33
4.4 ZIJN DE BENODIGDE CONDITIES AANWEZIG? 34

5. DE NATUURHERSTELWERKEN 35

6 GLOBALE MONITORINGMETHODEN 39

6.1 MONITORINGMETHODEN 39
6.2 DE GEBIEDSDEKKENDE MONITORING 39
6.3 HET TRANSECTONDERZOEK 40

7. MONITORING VAN CONDITIES: SEDIMENTATIE, EROSIE EN TOPOGRAFIE 43

7.1 INLEIDING 43
7.1.1 Sedimentbudget bepalende factoren en gebiedseigen deelgebieden *43*
7.2 MATERIAAL EN METHODEN 45
7.2.1 Methodologie voor de bodemkarakterisering *45*
7.2.2 Modellering als methodologisch instrument *47*
7.2.3 Methodologie voor het bepalen van de topografie *48*
7.2.3.1 Transectmetingen 48
7.2.3.2 Punt-transectmetingen 48
7.2.3.3 Digitaal Terrein Model 49
7.2.3.4 Bathymetrische data 49
7.2.3.5 Erosie-sedimentatiemetingen 49
7.2.4 Metingen ten behoeve van modellering van het estuarium van de IJzermonding met bespreking van eerste meetresultaten *49*
7.2.4.1 Metingen op het water 49
7.2.4.2 Snelheidsmetingen 50
7.2.4.3 Waterkarakteristieken 50
7.2.4.4 Sedimentconcentraties en korrelverdeling 50
7.2.4.5 In-situ erosiemeting 52
7.2.4.6 Beschrijving van de In Situ Erosion Flume (ISEF) 52
7.3 RESULTATEN VAN DE METINGEN BETREFFENDE SEDIMENTSAMENSTELLING, TOPOGRAFIE EN SEDIMENTBALANS 54

7.3.1 Bodemsamenstelling *54*
7.3.1.1 Bestaande informatie 54
7.3.1.2 Algemene kenmerken van het sediment 54
7.3.1.2 Ruimtelijke variatie in de korrelgrootte (staalname 2004 - 2005) 57
7.3.1.3 Temporele variatie in de korrelgrootte (staalname oktober 2001, september 2002, januari 2004) 61
7.4 TOPOGRAFIE EN INDICATIES VAN SEDIMENTATIE OF EROSIE 62
7.4.1 Resultaten van de opmetingen d.m.v. sederoplots *62*
7.4.2 Resultaten van het DTM, gerelateerd aan de transectprofielen *65*
7.6.3 Resultaten van de topografische metingen in de transecten *69*
7.5 BIJKOMENDE VASTSTELLINGEN BETREFFENDE SEDIMENTATIE- EN EROSIEPROCESSEN 74
7.5.1. Erosie *74*
7.5.3 Aanzanding *75*
7.5.3. Geulvorming *76*
7.6 MODELLERING VAN DE HYDRODYNAMICA MET HET TELEMAC-SOFTWAREPAKKET 78
7.6.1 Inleiding *78*
7.6.2 Opbouw van het rekenrooster *79*
7.6.3 Randvoorwaarden *80*
7.6.4 Resultaten en eerste vergelijking met metingen *81*
7.7 BAGGERWERKEN IN DE IJZERMONDING 86
7.7.1 Baggerhoeveelheden *86*
7.7.2 Implicaties van de baggerwerken *87*
7.8 CONCLUSIES 88
7.9 AANBEVELINGEN VOOR TOEKOMSTIGE MONITORING 88

8. MONITORING VAN CONDITIES: HYDROLOGIE 91

8.1 INLEIDING 91
8.2 METHODOLOGIE 91
8.3 RESULTATEN 92
8.3.1 Lithologie *92*
8.3.2 Globale grondwaterstroming *93*
8.3.3 Zoet-zout overgang *94*
8.4 CONCLUSIES 95
8.5 IMPLICATIES VOOR HET VERDERE BEHEER 96

9 MONITORING CONDITIES: DE ZAADBANK 97

9.1 INLEIDING 97
9.2 METHODOLOGIE 97
9.2.1 Staalname *97*
9.2.2 De kiemingsexperimenten *98*
9.2.3 Determinatie van de kiemplanten *98*
9.3 RESULTATEN 99
9.3.1 135 kiemende taxa met 13808 kiemplanten *101*
9.3.2 Dominantie van zaden van eenjarige plantensoorten. *101*
9.3.3 Veel kieming uit oud schor, nog weinig kieming uit nieuw gecreëerd, nog vegetatieloos intertidaal. *101*
9.3.4 Weinig kieming van duinspecifieke soorten uit de duinbodems *102*
9.4 CONCLUSIES: GEVOLGEN VAN DE ZAADBANKSAMENSTELLING VOOR POTENTIES VAN NATUURHERSTELMAATREGELEN. 102
9.5 THE IMPORTANCE OF SEED BANK KNOWLEDGE FOR THE RESTORATION OF COASTAL PLANT COMMUNITIES – A CASE STUDY OF SALT MARSHES AND DUNE SLACKS AT THE BELGIAN COAST 103
9.5.1 Abstract *103*
9.5.2 Introduction *103*
9.5.3 Material and methods *104*
9.5.3.1 General overview of seed bank knowledge 104
9.5.3.2 Case studies 104
9.5.4 Results *105*
9.5.4.1 General overview of seed bank knowledge 105
9.5.4.2 Case studies 106
9.5.5 Discussion *107*

10 BIOLOGISCHE RESPONSVARIABELEN: FLORA 109

10.1 DE MACROWIEREN 109
10.1.1 Methode *109*
10.1.2 Resultaten *109*
10.2 DE ANGIOSPERMEN 111
10.2.1 Methoden *111*
10.2.2 Resultaten *111*

11 BIOLOGISCHE RESPONSVARIABELEN: VEGETATIE 121

11.1 INLEIDING 121
11.2 METHODEN 121
11.2.1 Transectonderzoek van de vegetatie *121*
11.2.1.1 Zomer 2001 123
11.2.1.2 Zomer 2002 123
11.2.1.3 Zomer 2003 123
11.2.2 Vegetatieanalyse en -vegetatiebeschrijving *125*
11.2.3 Enkele gevolgen van de gebruikte methode *129*
11.2.4 Vegetatiekartering *129*
11.3 RESULTATEN VEGETATIEANALYSE 132
11.3.1 Enkele algemene en niet-floristische kenmerken per vegetatietype *132*
11.3.2 Plantengemeenschappen van het slibrijk intertidaal *139*
11.3.2.1 Spartinetum townsendii, monospecifieke gemeenschap van Engels slijkgras 139
11.3.2.2 Salicornietum brachystachyae, soortenarme therofytengemeenschap met dominantie van zeekraal 141
11.3.2.3 Suaedetum maritimae, laagblijvende schorgemeenschap met dominantie van klein schorrenkruid 143
11.3.2.4 Puccinellietum maritimae, relatief soortenrijk zilt grasland met lamsoor 145
11.3.2.5 Atriplici-Elytrigietum pungentis, intertidale door strandkweek gedomineerde gemeenschappen 151
11.3.3 Plantengemeenschappen van het zandig intertidaal *153*
11.3.3.1 Chenopodietum rubri, pioniergemeenschappen gedomineerd door rode ganzenvoet 154
11.3.3.2 Saginion maritimae, therofyt gedomineerde gemeenschap van het zout-zoet contactmilieu 155
11.3.3.3 Atriplicetum littoralis, vloedmerkgemeenschap 157
11.3.3.4 Honckenyo-Agropyretum juncei, pioniergemeenschappen met stekend loogkruid 158
11.3.4 Plantengemeenschappen van het supratidaal *159*
11.3.4.1 Elymo-Ammophiletum arenarii, door helm gedomineerde gemeenschappen van zeereep en aangelegde zanddijken 160
11.3.4.2 Bromo-Corispermetum, laagbedekkende door therofyten gekenmerkte pioniersgemeenschappen op open blond duinzand 162
11.3.4.3 Echio-Verbascetum, ruige graslandgemeenschap met Rubus caesius, Senecio jacobaea en Elymus cf. repens. 164
11.3.4.4 Phleo-Tortuletum ruraliformis, mosduin met groot duinsterretje en zanddoddegras 166
11.3.4.5 Sileno-Tortuletum ruraliformis, mosduin met Duinklauwtjesmos, Smaragdmos en Duindravik 167
11.3.4.6 Cladonio-Koelerietalia 168
11.3.4.7 Festuco-Galietum veri, duingrasland met Smalle weegbree 169
11.3.4.8 Hippophaeo-Sambucetum, gemeenschappen met affinitieit tot duindoornstruweel 171
11.3.4.9 RG Urtica dioica [Galio-Urticetea], ruderale gemeenschappen van Urtica dioica en Galium aparine en rietgemeenschap 172
11.3.5 Vegetatiesuccessie *173*
11.4 ECOLOGIE VAN EEN AANTAL SLEUTELSOORTEN, HUN VESTIGING EN VERANDERINGEN IN BEDEKKINGSGRAAD 176
11.4.1 Bedekking van de soorten in functie van hoogteligging (periode 2001-2003) *176*
11.4.2 Bedekking van enkele sleutelsoorten in oud en nieuw intertidaal gebied (periode 2001-2003) *181*
11.5 INVLOED VAN SCHAPEN- + GEITENBEGRAZING IN DE DUINGEBIEDEN 184
11.5.1 Aantal soorten per opname *185*
11.5.2 Algemene bedekkingsindicatoren *185*
11.5.3 Voorkomen en bedekking van individuele soorten *185*
11.6 EVOLUTIE IN DE BEDEKKING VAN EEN AANTAL SLEUTELSOORTEN 2003 → 2004 IN DE DOOR HERSTELWERKEN BEÏNVLOEDE TERREINGEDEELTEN 186
11.6.1 Intertidaal *187*
11.6.2 Supratidaal *188*
11.7 VEGETATIEKARTERINGEN 188
11.7.1 Karteringseenheden *188*
11.7.2 Veranderingen tussen 1996 en 2002 ..... *203*
11.7.3 Oppervlakte en oppervlakteveranderingen tussen 2002 en 2004 ..... *206*
11.7.4 Enkele van de grotere oppervlakteveranderingen tussen 2002 en 2004 ..... *207*
11.7.4.1 Schijnbare "veranderingen" te wijten aan intrinsieke verschillen tussen beide fotoreeksen 207

11.7.4.2 O2 → A1*: verandering in helmaanplant ten koste van O2 207
11.7.4.3 O4/O4* → M2: vestiging van lage schorvegetaties van halotolerante annuellen 208
11.7.4.4 Toename van G7 ten koste van R1 en T1 208
11.7.4.5 Toename van Gx versus afname van D3 208
11.7.4.6. Evolutie van duindoorn- en vlierstruwelen (H) 208
11.7.4.7 Evolutie in ruigtevegetaties (U) en glanshavervegetaties (C5) 208
11.7.4.8 Toename van M4: schorvegetaties in zout-zoetcontactmilieu 209
11.8 CONCLUSIES: EVALUATIE EN BEHEERSADVIES OP BASIS VAN WAARNEMINGEN AAN DE VEGETATIE ...209
11.8.1 Globale evaluatie 209
11.8.2 De ontwikkeling van stuivend open duin (habitatrichtlijncode 2120) 210
11.8.3 De ontwikkeling van kalkrijk mosduin en duingrasland (habitatrichtlijncode 2130 pp) 210
11.8.4 De ontwikkeling van getijdengeulen (habitatrichtlijncode 1130) 211
11.8.5 De ontwikkeling van slikken en schorren (habitatrichtlijncodes 1310, 1320, 1330) 211
11.8.6 De ontwikkeling van slufter, vloedmerk en embryonaal duin (habitatrichtlijncode 2110) 211
11.8.7 De ontwikkeling van vochtminnende ruigtevegetaties met riet 212
11.8.8 De ontwikkeling van staand open zoet water 212
11.8.9 De ontwikkeling van staand open zout water 212
11.8.10 De ontwikkeling van niet nagestreefde natuurdoeltypes 212
11.8.10.1 De ontwikkeling van duinstruweel (habitatrichtlijncode 2160) 213

12 BIOLOGISCHE RESPONSVARIABELEN: ARTHROPODA VAN SCHOR EN DUIN 215

LOOPKEVERS EN SPINNEN 215

12.1 INLEIDING TOT DE MONITORING VAN LOOPKEVERS EN SPINNEN 215
12.2 MATERIAAL EN METHODE 216
12.2.1 Opvolging van soorten en gemeenschappen in ruimte en tijd 216
12.2.2 Inschatting van de mate van metaalverontreiniging 219
12.3 GEMEENSCHAPSANALYSES 219
12.3.1 Resultaten loopkevers 219
12.3.2. Resultaten spinnen 223
12.3.2. Resultaten spinnen 224
12.4 DIVERSITEIT, HABITATSPECIFICITEIT EN RODE LIJSTSOORTEN 228
12.5 METAALVERONTREINIGING 231
12.6 CONCLUSIES, VERDER NATUURHERSTEL EN SUGGESTIES VOOR VERVOLGONDERZOEK 231

SUCCES VAN NATUURHERSTEL GEMETEN AAN DE HAND VAN DIPTERA (VLIEGEN) MET SPECIALE AANDACHT VOOR DE DOLICHOPODIDAE (SLANKPOOTVLIEGEN) 233

12.6 INLEIDING TOT DE MONITORING VAN DIPTERA 233
12.6.1 Vraagstelling 233
12.7 METHODEN 233
12.7.1 Witte waterbakjes 233
12.7.2 Venstervallen 234
12.8 DIPTERA, RESULTATEN EN DISCUSSIE 235
12.8.1 Empididae (dansvliegen) 235
12.8.1.1 Gevolgen van verstoring 236
12.8.1.2 Conclusies dansvliegen 236
12.8.2 Dolichopodidae (Slankpootvliegen) 240
12.8.2.1 Slankpootvliegen als bioindicatoren 240
12.8.2.2 Bespreking bedreigde en zeer zeldzame Slankpootvliegsoorten 241
12.8.2.3 Gemeenschapsstructuur van de slankpootvliegenfauna in de bemonsterde duinhabitats 244
12.8.2.4 Evolutie van Dolichopodidae gemeenschappen in periode 2001-2003 245
12.8.2.5 Conclusies betreffende de natuurherstelwerken op basis van slankpootvliegen 246
12.8.2.6 Aanvullende informatie over de Dolichopodidaefauna van schor- en duinhabitats in Nieuwpoort in relatie tot het behalen van de beheersdoelstellingen 248
12.8.3 Asilidae (roofvliegen) 250
12.8.4 Bibionidae (maartse vliegen) 250
12.8.5 Therevidae (viltvliegen) 251
12.8.6 Bombyliidae (Wolzwevers) 252
12.8.7 Stratiomyidae (Wapenvliegen) 253

13 BIOLOGISCHE RESPONSVARIABELEN: BENTHOS EN BENTHISCHE GEMEENSCHAPPEN 255

13.1 INLEIDING 255
13.2 MATERIAAL EN METHODE 255
13.3 RESULTATEN: RUIMTELIJKE VARIABILITEIT 258
13.3.1 Granulometrie *258*
13.3.2 Algemene kenmerken van de macrobenthosfauna van het estuarium per deelgebied *259*
13.3.2.1 Densiteit, soortenrijkdom en biomassa (fig. 13.4) 259
13.3.2.2 Densiteit, soortenrijkdom en biomassa versus hoogteligging 261
13.3.2.3 Densiteit, soortenrijkdom en biomassa versus storingsgradiënt 261
13.3.3 Gemeenschappen *262*
13.3.3.1 Classificatie en indicatorsoorten 262
13.3.4 Soorten *266*
13.3.4.1 Verspreiding (fig. 13.10 tem 13.12) 266
13.3.4.2 Dominantie op soortniveau 273
13.4 BESPREKING VAN DE RUIMTELIJKE VARIABILITEIT 274
13.4.1 Habitat *274*
13.4.2 Soortenverspreiding *275*
13.4.3 Densiteiten *275*
13.4.4 Soortenrijkdom en biomassa *276*
13.4.5 Gemeenschappen *278*
13.4.5.1 Strand 278
13.4.5.2 Slik en lagune 278
13.5 RESULTATEN: VARIABILITEIT IN DE TIJD 278
13.5.1 Univariate analyse *278*
13.5.2 Multivariate analyse *288*
13.6 BESPREKING VAN DE VARIABILITEIT IN DE TIJD 291
13.6.1 De intertidale habitat, (voldoende) slibrijk of verzanding? *291*
13.6.2 Soortenrijkdom *291*
13.6.3 Macrobenthosdensiteit *292*
13.6.4 Soortspecifieke densiteit *292*
13.6.5 Gemeenschapsstructuur *292*
13.7 ENKELE BEDENKINGEN INZAKE ONTWIKKELING EN HERSTEL VAN DE MACROBENTHOSFAUNA 293
13.8 CONCLUSIES 293
13.8.1 Ruimtelijke en temporele variabiliteit *293*
13.8.1.1 Het Macrobenthos herstelt/ontwikkelt zich 293
13.8.1.2 Herstel/ontwikkeling van het macrobenthos is nog niet voltooid 293
13.8.1.3 Beheersconsequenties 294

14 BIOLOGISCHE RESPONSVARIABELEN: AVIFAUNA 297

14.1 OVERWINTERENDE EN DOORTREKKENDE WATERVOGELS 297
14.1.1 Inleiding *297*
14.1.2 Materiaal en methode *297*
14.1.2.1 Totaaltellingen 297
14.1.2.2 Onderzoek naar aantalverloop, verspreiding en gedrag in relatie tot het getij 298
14.1.2.3 Verwerking van de gegevens 300
14.1.3 Resultaten *301*
14.1.3.1 Soorten, aantallen en trends 301
14.1.3.2. Vogeldagen 303
14.1.4 Soortbespreking *305*
14.1.4.1 Aalscholver 305
14.1.4.2 Bergeend 306
14.1.4.3 Scholekster 307
14.1.4.4 Bontbekplevier 308
14.1.4.5 Zilverplevier 309
14.1.4.6 Goudplevier en kievit 310
14.1.4.7 Bonte strandloper 312
14.1.4.8 Tureluur 313
14.1.4.9 Steenloper 314
14.1.4.10 Sterns 315
14.1.5 Vergelijking vóór en na het natuurherstelproject *316*
14.1.6 Aantallen en verspreiding binnen de IJzermonding in relatie tot getij *317*
14.1.6.1 Algemeen 317
14.1.6.2 Soortbespreking 317
Scholekster 318

Bontbekplevier 319
Zilverplevier 320
Kievit 321
Bonte strandloper 321
Rosse grutto 322
Wulp 323
Tureluur 323
Steenloper 324
14.1.6.3 Situering foerageergebieden 325
14.1.6.4. Situering hoogwatervluchtplaatsen 325
14.1.7 Activiteit in relatie tot het getij aan de IJzermonding *327*
14.1.7.1 Algemeen 327
14.1.7.2 Soortbespreking 327
14.1.8 Conclusies inzake watervogels *334*
14.1.9 Evaluatie van de natuurherstelwerken op basis van de watervogels *335*
14.2 BROEDVOGELS 335
14.2.1 Inleiding *335*
14.2.2 Materiaal en methode *336*
14.2.3 Resultaten *336*
14.2.3.1 Buitendijks (slikken/schor/binnenduin) 336
14.2.3.2 Binnendijks (duingebied) 337
14.2.4 Conclusies inzake broedvogels *337*

15 MACROZOÖBENTHOS ALS STRUCTURERENDE FACTOR IN DE RUIMTELIJKE VERSPREIDING VAN STELTLOPERS: FOERAGERENDE BONTE STRANDLOPER EN TURELUUR OP DE SLIKKEN VAN DE IJZERMONDING 341

15.1 INLEIDING 341
15.2 MATERIAAL EN METHODE 341
15.2.1 Selectie doelsoorten *342*
15.2.2 Ruimtelijke verspreiding bonte strandloper en tureluur *342*
15.2.3 Macrobenthische ruimtelijke verspreiding *343*
15.2.4 Relatie macrobenthos – vogels *343*
15.2.5 Statistische verwerking *345*
15.3 RESULTATEN 345
15.3.1 Bonte strandloper (Calidris alpina) *345*
15.3.2 Tureluur (Tringa totanus) *347*
15.4 CONCLUSIE 350

16 EVALUATIE, TWEE JAAR NA DE LAATSTE GROOTSCHALIGE NATUURHERSTELWERKEN 353

16.1 INLEIDING 353
16.2 EVALUATIE VAN DE CONDITIES 353
16.2.1 Sedimentatie en erosie *353*
16.2.2 Algemene topografie *354*
16.2.2.1 Verdere monitoring 355
16.2.3 Hydrologie *355*
16.2.4 Zaadbank *356*
16.3 EVALUATIE VAN DE BIOLOGISCHE RESPONSVARIABELEN 356
16.3.1 Flora en vegetatie *356*
16.3.2 Ongewervelden van schor en duin *357*
16.3.3 Macrozoöbenthos *359*
16.3.4 Avifauna *361*

17 REFERENTIES 365

LIJST VAN FIGUREN 375

LIJST VAN TABELLEN 383

LIJST VAN BIJLAGEN 385

LIJST VAN PUBLICATIES 386

1. Inleiding

Maurice HOFFMANN

Dit eindrapport werd opgemaakt naar aanleiding van de onderzoeksopdracht *MONITORING NATUURHERSTEL IJZERMONDING*, AN.GKB / 2001 / nr. 1. De onderzoeksperiode liep van 1 juli 2001 tot en met 30 juni 2004. Het heeft als doel te rapporteren over de monitoringactiviteiten in voormelde periode en om de eerste effecten van de natuurherstelmaatregelen te evalueren. Het besluit met een ontwerp van beheersplan voor de komende tien jaar, met duidelijke indicaties over de verder te nemen beheersmaatregelen in functie van de initieel gestelde natuurherstel- en beheersdoelstellingen.

Het monitoringproject kadert in het Life-project *Integral Coastal Conservation Initiative* (ICCI) (Herrier & Van Nieuwenhuyse, 2005). Dit project werd in 1996 ontwikkeld door de Afdeling Natuur van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (nu ressorterend onder het Agentschap voor Natuur en Bos, ANB), de federale overheidsdienst Beheerseenheid Mathematisch Model van de Noordzee en het Schelde estuarium (MUMM) en de niet gouvernementele organisaties Belgische Natuur- en VogelReservaten (nu Natuurpunt) en WWF. Het werd uitgevoerd tussen januari 1997 en december 2001. Het thema was de geïntegreerde benadering van het behoud van het kustecosysteem, zowel met betrekking tot de mariene als terrestrische component. ICCI had als doelstelling om natuurlijke transities tussen de verschillende componenten van het kustecosysteem (continentaal plat, zandstranden, slikken, zoutwaterschorren, zandduinen, fossiele zandduinen en polders) te herstellen. Het totaalbudget van ICCI bedroeg 2.499.172,- Euro, waarvan 45% werd ingebracht door de Europese Gemeenschap, 36 % door het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 10 % door MUMM, 7 % door Natuurpunt en ruim 2% door WWF.

De belangrijkste acties binnen ICCI in het terrestrische onderdeel van het kustecosysteem waren:

- Herstel van slikken, schorren en duinen langs de rechteroever van de IJzermonding door de volledige afbraak en verwijdering van een oude marinebasis (hierover gaat de monitoring van onderhavig project);
- Herstel van natte duinvalleien, duingraslanden en mosduinen door de verwijdering van 30 ha struweel en bosaanplanten met exoten, gevolgd door de introductie van grote grazers in het VNR Westhoek, Houtsaegerduinen en Ter Yde;
- Uitgraven van poelen en vijvers in de voormelde reservaten als reproductiehabitat voor amfibieën, meer bepaald de kamsalamander (*Triturus cristatus*) en de rugstreeppad (*Bufo calamita*);
- De wetenschappelijke opvolging van de respons van flora, vegetatie, fauna en fysisch milieu op de voormelde herstel- en beheermaatregelen (dit maakt het onderwerp uit van onderhavig MONAIJ-project en van een vroeger project, gekend onder de term EBEKUS (Evaluatie Begrazing Kustduinen);
- De verwerving van minstens 20 ha terrein in de duinen of het duin-polderovergangsgebied, opdat ze als natuurreservaat afgebakend en beheerd zouden kunnen worden;
- Het ontwikkelen van een wetenschappelijk gefundeerd beheerplan voor het VNR Hannecartbos, gekaderd in een gebiedsvisie op het Ter Ydegebied;
- De redactie en publicatie van een brochure om het publiek in- en voor te lichten en achter de projecten, die betrekking hebben op de visie en beheer van de duingebieden aan de Vlaamse Westkust, te scharen;
- Het voeren van het debat over de drinkwaterproductie ten koste van het artesische duinwater en het politieke debat over de verwerving van kustduinen voor redenen van natuurbehoud.

De studieopdracht had als globale doelstelling

In het studiegebied, het complex van strand, slik, schor en duin van het Vlaams natuurreservaat "De IJzermonding", te Nieuwpoort (Lombardsijde):

- de actuele toestand van geomorfologie, hydrologie, bodems, flora, fauna en vegetaties te inventariseren;
- de sedimentatie en erosie die volgen op de ontmanteling van de infrastructuur van de oude marinebasis en de afgraving van de grondstorten op te volgen;
- de na afgraving eventueel bloot komende zaadbanken te onderzoeken;
- de vestiging van wieren- en hogere plantensoorten op te volgen;
- de evolutie van de vegetatie op te volgen;
- de aanwezigheid van en kolonisatie door zowel mariene als terrestrische ongewervelden en andere diersoorten van strand, slik, schor en duin op te volgen;
- de fluctuaties in de kolonies broedende en pleisterende vogels (aantallen en soorten) op te volgen;
- de invloed van eventuele beheersmaatregelen (niets doen, begrazen, afplaggen, maaien, aanplanten van Helm en/of rijshout ...) op de sedimentatie- en erosieprocessen, flora, vegetatie en fauna na te gaan;

en deze te analyseren en evalueren in functie van de overeenkomstig de "Ecosysteemvisie van de Vlaamse kust" nagestreefde natuurdoeltypes. Uit deze evaluatie moeten aanbevelingen naar het beheer van het natuurreservaat afgeleid en gesynthetiseerd worden onder de vorm van een ontwerp van beheersplan.

De opdracht werd opgevat als een multidisciplinaire actie, waarbij gefocust werd op de terreinonderdelen waar natuurherstelwerken werden uitgevoerd in de periode 1999-2003. In principe duurde de onderzoeksperiode van 1 juli 2001 tot en met 31 juni 2004. Om echter een beter beeld te kunnen vormen van de uitgangssituatie die bestond voor de natuurherstelwerken werden aangevat (vanaf 13 september 1999), werd voor de uitvoering beroep gedaan op verschillende partners, die uit de voorafgaande periode gegevens beschikbaar hadden en/of die de nodige expertise konden inbrengen betreffende welbepaalde processen en organismegroepen, die relevant geacht werden voor het ecosysteem.

De betrokken partners waren:

- Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, die instond voor de coördinatie van de onderzoeksopdracht en voor het onderdeel vegetatie; verder was het ook betrokken bij het onderdeel topografie, terrestrische arthropoden en flora;
- Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Mariene Biologie, die instond voor het onderdeel macrobenthos en samen met de volgende partner voor de relatie tussen macrobenthos en foeragerende avifauna; zij droeg tevens bij tot de karakterisering van het substraat qua korrelgrootte;
- Instituut voor Natuurbehoud (inmiddels Instituut voor Natuur- en bosonderzoek), Cel Landschapsecologie en Natuurbeheer en Cel Populatie- en Verspreidingsecologie, die instonden voor de onderdelen hydrologie, flora, topografie, avifauna en deels ook voor de relatie tussen macrobenthos en foeragerende avifauna; verder was het ook betrokken bij het onderdeel terrestrische arthropoden;
- Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, afd. Entomologie die instond voor het onderdeel terrestrische arthropoden (samen met eerder vermelde partners);
- Katholieke Universiteit Leuven, Departement Burgerlijke Bouwkunde, Afdeling Hydraulica die instond voor het deel sedimentatie- en erosieprocessen, ondersteund door de eerder vermelde partners.

Door deze benadering konden data verwerkt worden die tot ver voor de feitelijke monitoringperiode teruggaan, zo bijvoorbeeld voor de avifauna tot 1988, voor de vegetatie tot 1996 en voor de

terrestrische arthropoden (loopkevers en spinnen) tot 1990. Om het beeld zo volledig mogelijk te presenteren werden daarenboven nog gegevens verwerkt die dateren van na de feitelijke contractperiode (na 30 juni 2004), met name voor vegetatie en topografie en sedimentatie en erosie op een selectie van kritieke plaatsen in het intertidaal, die in de zomer van 2004 en tot op heden verder worden opgevolgd. Ook andere factoren worden nog steeds opgevolgd, maar deze gegevens zijn hier niet verwerkt (met name terrestrische arthropoden en macrobenthos).

De volgende personen hebben bijdragen geleverd tot het eindrapport en/of waren betrokken bij het veld- of laboratoriumwerk:

- Maurice HOFFMANN **eindredactie**, hoofdstuk 1-7, 9-11, 15, 16
  - Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, K. L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent

- Stefanie ADAMS hoofdstuk 7
  - Katholieke Universiteit Leuven, Dept. Burgerlijke Bouwkunde, Lab. Hydraulica, Kasteelpark Arenberg 40, B-3001 Heverlee

- Dries BONTE hoofdstuk 12
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, K. L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent

- Leon BAERT hoofdstuk 12
  - Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Afd. Entomologie, Vautierstraat 29, B-1000 Brussel

- Natasha CHAVATTE hoofdstuk 13
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Sectie Mariene Biologie, Krijgslaan 281, B-9000 Gent

- Rudiger CLAUS hoofdstuk 12
  - Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Afd. Entomologie, Vautierstraat 29, B-1000 Brussel

- Wim DE BELDER hoofdstuk 7, 8, 11
  - Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel

- Birgit DE FRÉ hoofdstuk 10, 11
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, K. L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent

- Steven DEGRAER hoofdstuk 13, 15
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Sectie Mariene Biologie, Krijgslaan 281, B-9000 Gent

- Davy DE GROOTE hoofdstuk 14, 15
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Sectie Mariene Biologie, Krijgslaan 281, B-9000 Gent

- Wouter DEKONINCK hoofdstuk 12
  - Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Afd. Entomologie, Vautierstraat 29, B-1000 Brussel

- Konjev DESENDER hoofdstuk 12
  - Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Afd. Entomologie, Vautierstraat 29, B-1000 Brussel

- Koen DEVOS hoofdstuk 14, 15
  - Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel

- Henry ENGLEDOW hoofdstuk 10
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Algologie, Krijgslaan 281, B-9000 Gent

- Patrick GROOTAERT hoofdstuk 12
  - Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Afd. Entomologie, Vautierstraat 29, B-1000 Brussel

- Nele HARDIES hoofdstuk 10, 11
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, K. L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent

- Frederik HENDRICKX hoofdstuk 12
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, K. L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent

- Frederic LELIAERT hoofdstuk 10
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Algologie, Krijgslaan 281, B-9000 Gent

- Jean-Pierre MAELFAIT hoofdstuk 12
  - Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, K. L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent

- Jaak MONBALIU hoofdstuk 7
  - Katholieke Universiteit Leuven, Dept. Burgerlijke Bouwkunde, Lab. Hydraulica, Kasteelpark Arenberg 40, B-3001 Heverlee

- Marc POLLET hoofdstuk 12
  - Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Afd. Entomologie, Vautierstraat 29, B-1000 Brussel
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, K. L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent

- Sam PROVOOST hoofdstuk 7, 8, 10, 11
  - Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel

- Els STICHELMANS hoofdstuk 9
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, K. L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent

- Erik TOORMAN hoofdstuk 7
  - Katholieke Universiteit Leuven, Dept. Burgerlijke Bouwkunde, Lab. Hydraulica, Kasteelpark Arenberg 40, B-3001 Heverlee

- Wouter VAN LANDUYT hoofdstuk 10
  - Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel

- Hannah VAN NIEUWENHUYSE hoofdstuk 10, 11
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie, K. L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Gent
  - Huidig adres: Agentschap voor Natuur en Bos, Cel Kustzonebeheer, Zandstraat 225, bus 3, 8200 Brugge

- Edward VERCRUYSSE hoofdstuk 7, 8, 10, 11
  - Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel

- Magda VINCX hoofdstuk 13, 15
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Sectie Mariene Biologie, Krijgslaan 281, B-9000 Gent

- Jan WITTOECK hoofdstuk 13, 15
  - Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Sectie Mariene Biologie, Krijgslaan 281, B-9000 Gent

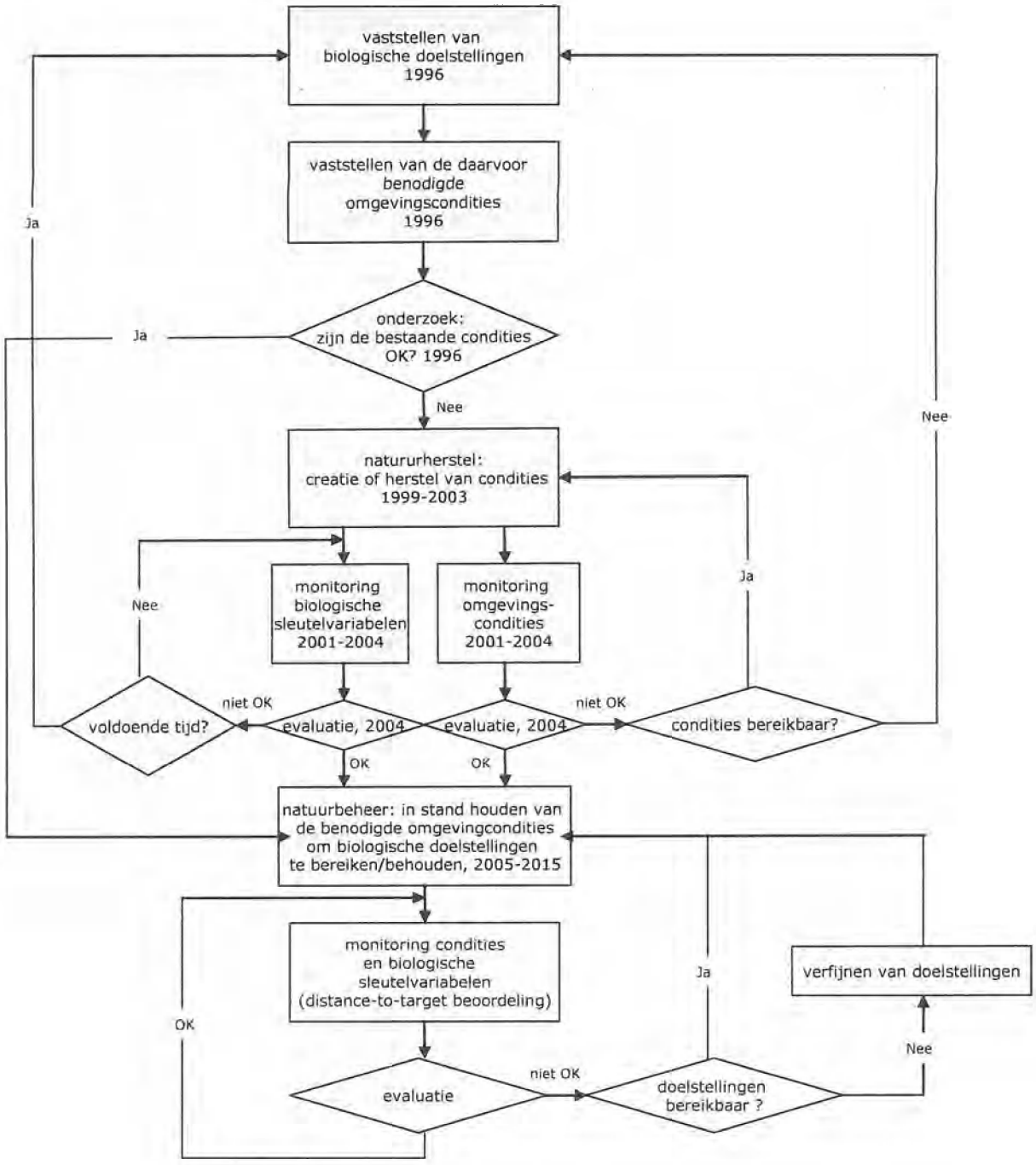
2. Processchema van het natuurherstelproject

Maurice HOFFMANN

2.1 Processchema voor een natuurherstel- en -beheerproces

Binnen het kader van de LIFE-projecten (gefinancierd door de Europese Gemeenschap en de lokale initiatiefnemer, in deze de Afdeling Natuur van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap), werd op de rechteroever van de IJzermonding een van de grootste natuurherstelprojecten in het Vlaamse Gewest tot nu toe gerealiseerd (Herrier et al, 2005). De natuurhersteldoelstellingen werden gedefinieerd in een ecologisch streefbeeld (Hoffmann et al, 1996), dat verder gekaderd is in een algemene ecosysteemvisie voor de hele Vlaamse kust (Provoost & Hoffmann, 1996). Daarbij werd vertrokken van het algemeen aanvaarde principe dat gebieden die rijk zijn aan ecologische gradiënten (ecotonen) potentieel ook hotspots zijn qua biodiversiteit. Dit wordt aanvaard op grote schaal (Schilthuizen, 2000; Smith *et al*, 2001), regionale (b.v. Ward *et al*, 1999) en lokale schaal (van Leeuwen, 1966). Het algemene doel van het initiatief was het herstel van strand-duin-zoutwaterschor ecotonen met zout-zoet, dynamisch-stabiel, nat-droog, slibrijk-zandgradiënten.
Het natuurherstelproces gevolgd door het natuurbeheerproces volgt een algemeen voor dergelijke initiatieven bruikbaar processchema (fig. 2.1; Hoffmann et al, 2005). In de loop van dit rapport trachten we de verschillende stappen bij het proces systematisch te behandelen tot daar waar het proces tot nu toe geraakt is. Het proces start met het definiëren van de biologische doelstellingen die men binnen een zeker tijdbestek wil realiseren. Daarna dient nagegaan te worden welke voorwaarden nodig zijn om die doelstellingen te bereiken en of deze al dan niet reeds vervuld zijn. Dit zijn zowel milieucondities (b.v. textuur van de bodem, milieudynamiek, vochtigheidstoestand, enz.) als biologische condities (b.v. de aanwezigheid van diasporen van doelorganismen). In het algemeen zullen niet alle condities vervuld zijn of zullen condities verbeterd dienen te worden, waartoe wordt overgegaan tot het uitvoeren van de concrete natuurherstelmaatregelen om condities te herstellen, creëren of optimaliseren; daarna volgt het opvolgingsproces van zowel de nieuw gecreëerde condities als de biologische responsvariabelen; precies dit onderdeel is het onderwerp van onderhavige studieopdracht en zal dus ook het belangrijkste deel uitmaken van de eindrapportering. Hiermee is het proces niet afgelopen. Het wordt gevolgd door een evaluatie van condities en responsvariabelen, waarna eventueel nieuwe herstelmaatregelen dienen uitgevoerd te worden, in geval condities niet vervuld zijn of niet gunstig evolueren; bij gunstige evolutie is de volgende stap met het invoeren van evolutie bevorderende of condities consoliderende natuurbeheersmaatregelen; ook deze vereisen een permanente opvolging in de vorm van beheermonitoring, waarbij periodiek opnieuw wordt geëvalueerd of de (biologisch gedefinieerde) beheersdoelstellingen bereikt of benaderd worden.
Het monitoring-evaluatie-beheeraanpassingsproces is een doorlopend proces, dat weliswaar minder intensief wordt dan aan het begin van het natuurherstelproces, maar dat wel een blijvend karakter heeft.

In wat volgt proberen wij zoveel mogelijk deze volgorde van het natuurherstelproces te volgen en weer te geven in de rapportering.



Figuur 2.1 - Algemeen schema van een natuurherstel en –beheerproces met aanduiding van de timing die gevolgd werd in het VNR De IJzermonding. Stappen die in dit rapport betreffende de monitoring van het natuurherstelproces op de rechteroever van de IJzermonding worden behandeld zijn weergegeven in grijs. Merk op dat er geen eind is aan dit proces en dat monitoring moet beschouwd worden als een intrinsiek onderdeel van het proces (naar Hoffmann et al., 2005).

2.2 Ruimtelijke weergave van de monitoringactiviteiten

Er wordt bij de ruimtelijke weergave van herstelwerken, monitoringactiviteiten en –resultaten gebruik gemaakt van vier achtergronden. Deze worden gekozen in functie van de periode waarin de gegevens verzameld weren of de werken die uitgevoerd werden. Dit zijn achtereenvolgens:

- Topografische klaart van het NGI, kaartblad 12/5, oorspronkelijke schaal 1:10.000;
- Orthofotoplan van het eind van de jaren '90, dit zijn true colour luchtfoto's, die gepubliceerd werden op schaal 1:10.000;
- False Colour Infrarood luchtfoto's (FCIR's), gevlogen op 28 juli 2002, d.w.z. in de periode dat de natuurherstelwerken nog aan de gang waren; de oorspronkelijke contactafdrukken werden opgemaakt op schaal 1:2.000;
- False Colour Infrared luchtfoto's, gevlogen op 29 juli 2004, d.w.z. na de periode van de grootschalige natuurherstelwerken en dus representatief voor de globale topografische toestand aan het eind van de monitoringperiode; de oorspronkelijke contactafdrukken werden opgemaakt op schaal 1:5.000.

Gelet op het feit dat de meeste monitoringresultaten werden verzameld in de periode 2001-2004, zal in de meeste gevallen gebruik gemaakt worden van de FCIR van 28 juli 2002 als achtergrond.

3. De uitgangssituatie van het studiegebied vóór de natuurherstelwerken

Maurice HOFFMANN

3.1 Inleiding

De IJzer mondt uit langs een zeer dynamische, zandige duinkust. Samen met het achterliggende door het getij gereguleerde riviersysteem is het per definitie een rijk geschakeerd ecosysteem waar longitudinale en latitudinale gradiënten in fysische omstandigheden uitgesproken aanwezig zijn. Vooral de getijdynamiek en het zoutgehalte, maar ook factoren als water- en nutriënthuishouding zijn voortdurend variërende ecologische determinanten, die ervoor zorgen dat het ecosysteem een zeer gediversifieerd geheel vormt. Het spreekt vanzelf dat in een dergelijk gradiëntrijk gebied grote natuurpotenties aanwezig zijn, waarin levensgemeenschappen met zeer uiteenlopende ecologie en daardoor systeemspecifieke biodiversiteit hun plaats hebben.

Estuaria zijn ook bij uitstek door de mens geprefereerde gebieden, ondermeer door hun strategisch belang, maar ook door hun economisch belang als toegangspoorten tot het achterland. Vrijwel alle grotere Europese estuaria (belangrijke voorbeelden zijn Theems, Trend, Elbe, Weser, Eems, Rijn-Maas-Waal, Schelde en Seine) zijn daardoor sterk door de mens beïnvloed en in veel gevallen volledig ingenomen en bedwongen tot gereguleerde en van ecologische gradiënten gespeende waterlopen, die nog slechts beperkte natuurwaarden herbergen. Vaak wordt het getij op geringe afstand van de monding reeds bedwongen door sluizen en/of dammen, waardoor de unieke estuariene gradiënt verloren gaat.

De IJzer vormt op deze algemene regel van sterke antropogene beïnvloeding geen uitzondering. Het is een relatief kleine rivier met een korte estuariene zone, die daarenboven reeds zeer dicht bij de monding (sluizencomplex aan het Koning Albert I Monument te Nieuwpoort) wordt afgebroken, waardoor de longitudinale estuariene gradiënt reeds zeer vroeg en abrupt wordt gestopt.

Het estuarium werd langs de linkeroever reeds vroeg ingeperkt door harde substraten, waardoor de latitutidinale gradiënt ter plaatse volledig verdween, maar langs een groot deel van de rechteroever bleef de contactzone tussen duin en schor langere tijd gehandhaafd. In de 20e eeuw nam het belang van de antropogene factor echter ook aan de rechteroever enorm toe, waardoor de ecologische waarden van het gebied (aanwezigheid van contactzones tussen schor en duin, tussen strandvlakte en slik en schor en tussen slik en schor) sterk verminderden. Toch bleef het gebied grote betekenis hebben voor de natuur in Vlaanderen (Kuijken et al, 1993). Voor een uitgebreid overzicht van de menselijke impact op de rechteroever verwijzen we naar Hoffmann et al. (1996).

Toch herbergde het IJzerestuarium nog grote natuur*potenties*, onder meer omdat ze uitmondt in een kuststrook met relatief brede duinen, waardoor in de breedte een bijzonder waardevolle ecologische gradiënt ontstaat van een hoogdynamisch kustecosysteem naar een minder turbulent, maar evengoed nog zeer dynamisch estuarien ecosysteem. De mens creëerde in het gebied echter vooral scherpe grenzen, die het specifieke gradiëntrijke karakter van dit ecosysteem in belangrijke mate verminderde.

De natuurwaarden kunnen relatief eenvoudig hersteld worden door het nemen van natuurherstelmaatregelen (Decleer & Meire, 1992; Bossu, 1993; Herrier, 1994), waarbij scherpe grenzen worden weggenomen en ecotonen maximaal hersteld worden, waarna de geassocieerde biologische en landschappelijke diversiteit zich kunnen ontwikkelen. Om dit mogelijk te maken waren echter een aantal belangrijke administratieve stappen cruciaal.

In 1993 kondigde het Ministerie van Defensie aan dat de Marinebasis te Nieuwpoort zou worden opgeheven. Op 16 november 1994 werd de voormalige marinebasis door middel van het Duinendecreet aangewezen als 'beschermde duinsite'. In 1995 wijzigde de gewestplanbestemming in dat van natuurgebied met wetenschappelijke waarde. De voormalige marinebasis veranderde van eigenaar in december 1998, dankzij de overdracht van het federaal Ministerie van Defensie naar het Vlaamse Gewest. Inmiddels was in 1996 reeds een ecologisch streefbeeld en globaal natuurherstelplan

opgemaakt (Hoffmann et al., 1996) om de noodzakelijk geachte natuurherstelmaatregelen te omschrijven en voor te bereiden.
Belangrijk orgelpunt in de bescherming van het gebied op de rechteroever van de IJzermonding was de instelling ervan als Vlaams natuurreservaat via het ministeriële besluit van 3 maart 1999.

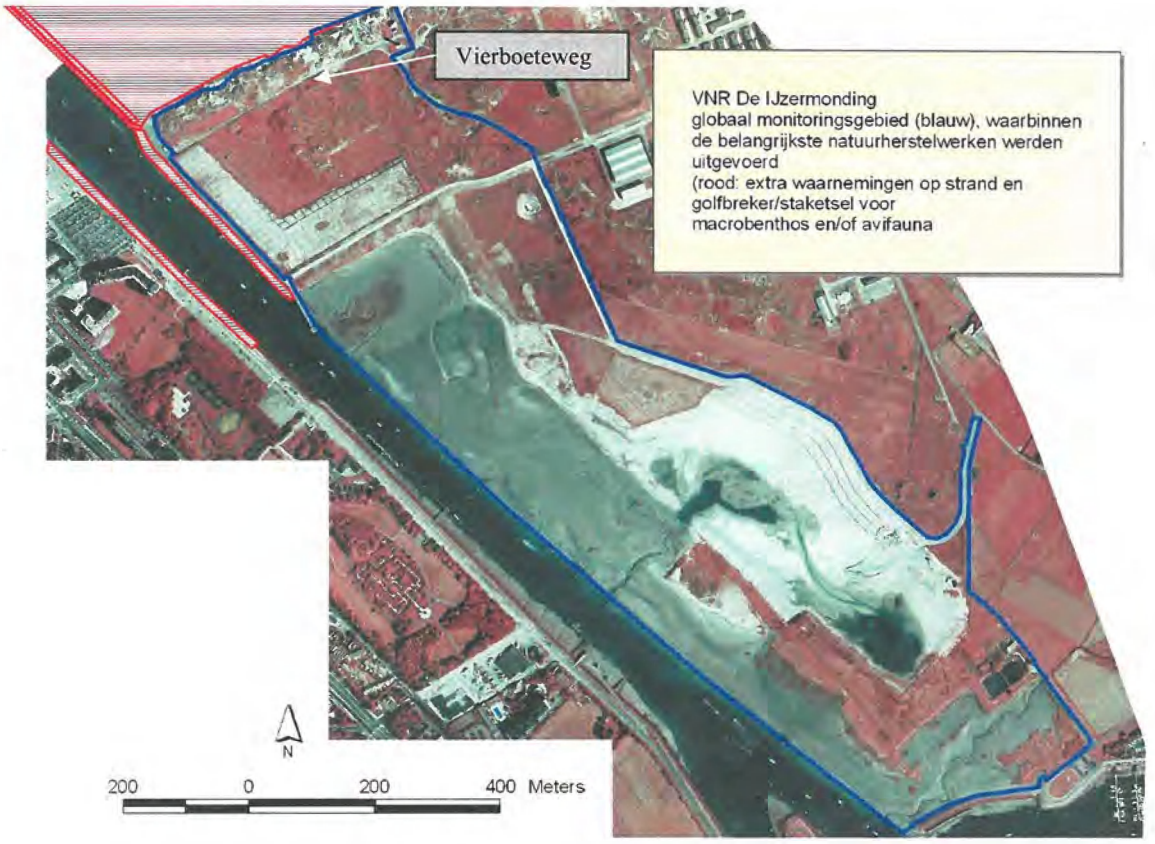
3.2 *Grootte van het studiegebied*

Het Vlaamse natuurreservaat De IJzermonding is ca 130 ha[1] groot (de exacte oppervlakte is moeilijk te berekenen gelet op de afhankelijkheid ervan van de getijden). Behalve het studiegebied (het gebied waar tussen 1999 en 2004 natuurherstelwerken werden uitgevoerd), omvat het ook ruim 45 ha strand tussen het Militair Domein Kamp Lombardsijde en de laagwaterlijn en ca. 20 ha strand voor de zeereepduinen van het VNR. Aangezien hier echter geen natuurherstelmaatregelen getroffen werden, valt dit deel buiten het studiegebied. Ook de Hemmepolder maakte deel uit van het studiegebied bij de opmaak van het ecologische streefbeeld (Hoffmann et al, 1996), maar wordt om dezelfde reden hier niet besproken. Daarmee wordt het deel van het VNR De IJzermonding bezuiden de zeereepduinen, waar tussen 1999 en 2004 natuurherstelmaatregelen werden uitgevoerd, beschouwd als het studiegebied (fig. 3.1). Enkel voor avifauna en macrobenthos werden ook waarnemingen gedaan op strand en in het geval van de avifauna verder ook nog op de harde substraten langsheen de IJzergeul (golfbrekers en oostelijk staketsel).
Volgens GIS-berekeningen (geen veldmeting) beslaat het een oppervlakte van ca. 65 ha[2], gelegen tussen de zeereepduinen (deze inclusief) in het noorden, de laagwaterlijn langs de IJzer in het westen (exclusief de harde substraten aan de noordwestrand) de hhw-lijn aan de noordrand van de stenen glooiing van de dijk ten noorden van de Novus Portus jachthaven, de hhw-lijn aan de westrand van de Halvemaandijk en de reservaatgrens in het oosten (fig. 3.1). De oppervlakte van de intertidale en supratidale onderdelen van het studiegebied voordat de herstelwerken werden uitgevoerd zijn weergegeven in tabel 3.1.

Tabel 3.1 - Oppervlakte in ha van de intertidale en supratidale deelgebieden van het studiegebied vóór het uitvoeren van de natuurherstelwerken (berekend op basis van de kartering in Hoffmann et al. (1996)).

Omschrijving	Oppervlakte in ha
Onbegroeid slik en zand	13,39
Schor	3,81
Supratidaal (duin, opgespoten terreinen, bebouwde oppervlakten, ...)	47,77
Totaal	64,97

[1] De oppervlakteberekening gebeurde op basis van globale GIS-bestanden met de afbakening van de beheerde gebieden aan de Vlaamse kust (ter beschikking gesteld door de Cel Kustzonebeheer, van de Afdeling Natuur).
[2] Voor de afbakening van het studiegebied in het GIS werd in de mate van het mogelijke de op de FCIR-luchtfoto's van 2002 zichtbare afrasteringen gebruikt, met uitzondering van de westrand van de zeereepduinen, waar de duinrand als grens werd genomen; deze afbakening komt niet overal overeen met de afbakening op de voormelde GIS-bestanden van de beheerde gebieden aan de Vlaamse kust.



Figuur 3.1 – Deel van het Vlaams natuurreservaat De IJzermonding met afbakening (blauwe lijn) van het studiegebied waarbinnen de natuurherstelwerken werden uitgevoerd en waarbinnen verschillende monitoringactiviteiten plaatsvonden. Als achtergrond werden False Colour Infrarood luchtfoto's van 28 juli 2002 gebruikt; deze geven de situatie weer halverwege de monitoringperiode en nadat de meeste herstelmaatregelen werden uitgevoerd.

3.3 Uitgangssituatie van de vegetatie

In 1996 werd door Hoffmann et al. (1996) een vegetatiekaart gemaakt op basis van de FCIR-luchtfoto's van 1994, met veldcorrecties in 1996 (fig. 3.2). Dit kan beschouwd worden als de uitgangssituatie van de vegetatie voordat natuurherstelwerken werden uitgevoerd. De oppervlaktes per karteringseenheid (tabel 3.2) wordt gebruikt als referentie voor de latere inschatting van de veranderingen te wijten aan de herstelmaatregelen (hs. 11).

Tabel 3.2 - Oppervlakte in ha van karteringseenheden binnen de grenzen van het studiegebied voordat de herstelwerken werden uitgevoerd; berekening op basis van de vegetatiekartering in Hoffmann et al. (1996).

type	omschrijving	opp. 1996
A1	Stuifduinvegetatie met dominantie van helm	4,021
C1	Vervilt grasland met dominantie van gewoon struisriet	2,087
C2	Vervilt grasland met dominantie van zandzegge	0,189
C4	Vervilt grasland met dominantie van (strand)kweek	0,078
F1	(Oever)vegetatie met dominantie van riet	1,259
G1	Mesofiel basisduingrasland van min of meer kalkrijke duinen	3,170
H3	Rijp en vitaal, minder dan manshoog duindoornstruweel	0,072
H4	Rijp en vitaal, meer dan manshoog duindoornstruweel	0,051
H5	Vitaal vlierstruweel	1,417
M1	Slijkgrasvegetatie	0,518
M2	Zeekraal-schorrenkruidvegetatie	0,745
M3	Laag schor met lamsoor, gewoon kweldergras en zulte	0,840

type	omschrijving	opp. 1996
M4	Hoog schor met dunstaart, melkkruid en zilte rus	0,071
M5	Hoog schor met dominantie van strandkweek	1,640
N.T.	Niet gekarteerd in 1996 (zandige dijktaluds tussen schor en opgespoten terrein)	2,426
O1	Stuifduin of stuifkuil	1,052
O2	Kunstmatige vegetatieloze structuren (paden, afgegraven duinen, ...)	0,077
O3+O4	Onbegroeid slik en zand	13,390
Q	Bebouwd oppervlak (incl. wegenis)	7,422
R1	Dauwbraamvegetatie (dauwbraam aspectbepalend)	1,942
T1	Mosduin, jonge, dynamische fase van de kalkrijke duinen met duinsterretje	5,802
T4	Mosduin, lichenfase van kalkrijke duinen met gevorkt heidestaartje	2,888
U1	Droge, nitrofiele ruigte met grote brandnetel, hondsdraf, akkerdistel, e.a.	2,510
W	Water(vegetatie)	0,260
WF	Water- en oevervegetatie	0,068
X2	Soortenarm, droog grasland met dominantie van engels raaigras	10,114
Y	Aanplant van struiken	0,081
Z	Loofbosaanplant	0,066
Z5	Loofbosaanplant van grauwe abeel	0,714
	Totaal	**64.970**

Voor zover inventarisatiegegevens van voor de natuurherstelwerken beschikbaar zijn worden die besproken in de hoofdstukken per conditie of responsvariabele.

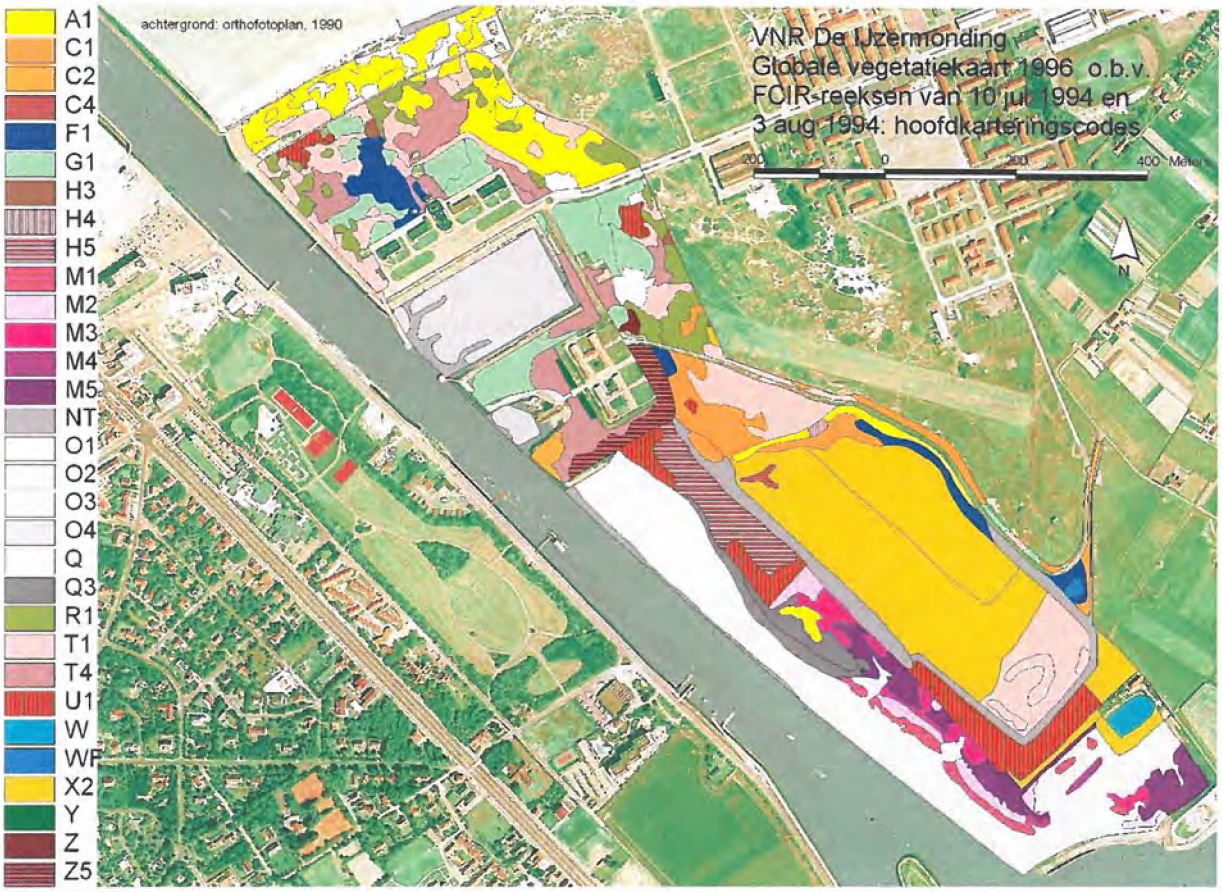
3.4 Tijkarakteristieken

In tabel 3.3 worden de belangrijkste tijkarakteristieken weergegeven. Ze werden ontleend aan Fremout (2002), die een overzicht geeft van de tijkarakteristieken voor de periode 1991-2000 en de decennia daarvoor. De gegevens van het laatste decennium werden verder gebruikt om kritische tijlijnen weer te geven in allerhande figuren ter zake. De tijlijnen werden berekend aan de hand van het digitale terreinmodel (zie hs. 7) en deze tijlijnen werden gebruikt om in te schatten welke oppervlakten tussen deze kritische tijlijnen gelegen zijn.

Tabel 3.3 – Tijkarakteristieken (in m TAW) ter hoogte van het meetstation op het noordelijke havenhoofd van het voormalige tijdok op de rechteroever van de IJzermonding (51°09'00 N – 2°43'69 E) op basis van Fremout (2002).

omschrijving	afkorting	1961-70	1971-80	1981-90	1991-00
aantal waarnemingen	n	6578	7059	7056	7058
Laagst laagwater	LLW	-1,00	-1,10	-1,07	-0,95
Gemiddeld springtij laagwater	GSLW	-0,10	-0,11	0,01	-0,04
Gemiddeld laagwater	GLW	0,26	0,24	0,35	0,31
Gemiddeld doodtij laagwater	GDLW	0,71	0,68	0,79	0,75
Hoogst laagwater	HLW	2,34	2,11	2,53	2,23
Gemiddeld halftijvlak	GW	2,29	2,30	2,37	2,38
Laagst hoogwater	LHW	2,80	2,95	2,58	2,71
Gemiddeld doodtij hoogwater	GDHW	3,78	3,83	3,83	3,92
Gemiddeld hoogwater	GHW	4,34	4,37	4,39	4,45
Gemiddeld springtij hoogwater	GSHW	4,75	4,78	4,83	4,86
Hoogst hoogwater (*)	HHW	6,10	6,00	5,97	6,14
Gemiddeld tijverschil	ΔT	4,07	4,12	4,05	4,14
Gemiddelde duur stijging	GDs	5u34	5u32	5u32	5u32
Gemiddelde duur daling	GDd	6u51	6u53	6u54	6u53

(*) hoogste (gemeten) hoogwater in de 20e eeuw is gemeten op 1 februari 1953 en bedroeg 6,73m TAW.



Figuur 3.2 - Vlaams natuurreservaat De IJzermonding, vegetatiekartering voordat natuurherstelwerken werden uitgevoerd, o.b.v. Hoffmann et al. (1996); kartering vertrekkend van FCIR-luchtfotoreeksen van 10 juli en 3 augustus 1994, veldkartering dateert van de zomer van 1996; de veldkartering gebeurde door Matthias Hoys. In tabel 3.2 worden de karteringscodes nader omschreven. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 3.2 in A3-formaat.

4. De doelstellingen voor het Vlaams natuurreservaat De IJzermonding

Maurice HOFFMANN

4.1 Inleiding

Op basis van de ecosysteemvisie (Provoost & Hoffmann, 1996) en de mogelijkheden binnen het studiegebied voor het herstellen en/of creëren van gradiënten qua zoutgehalte, eolische dynamiek, tijdynamiek, vochtgehalte van de bodem en slibgehalte van het substraat kunnen de in tabel 4.1 opgesomde habitats (vermeld in de habitatrichtlijn) en de daarmee geassocieerde habitatdoelsoorten als biologische doelstelling vermeld worden.

Tabel 4.1 – Doelhabitats voor het VNR, voor zover beschreven in de Europese habitatrichtlijn.

code	omschrijving
1130	estuaria
1140	bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten
1310	eenjarige pioniersvegetaties van slik en zandgebieden met zeekraalsoorten en andere zoutminnende planten
1320	schorren met slijkgrasvegetatie (Spartinion maritimae)
1330	Atlantische schorren (Glauco-Puccinellietalia maritimae)
2110	embryonale wandelende duinen (→ wordt door de opdrachtgever echter niet als na te streven habitat onderscheiden; Herrier et al. 2005)
2120	wandelende duinen op de strandwal met *Ammophila arenaria* (witte duinen)
2130	vastgelegde duinen met kruidvegetatie (grijze duinen)
2160	duinen met *Hippophae rhamnoides* (→ wordt door de opdrachtgever echter niet als na te streven habitat onderscheiden; Herrier et al. 2005).

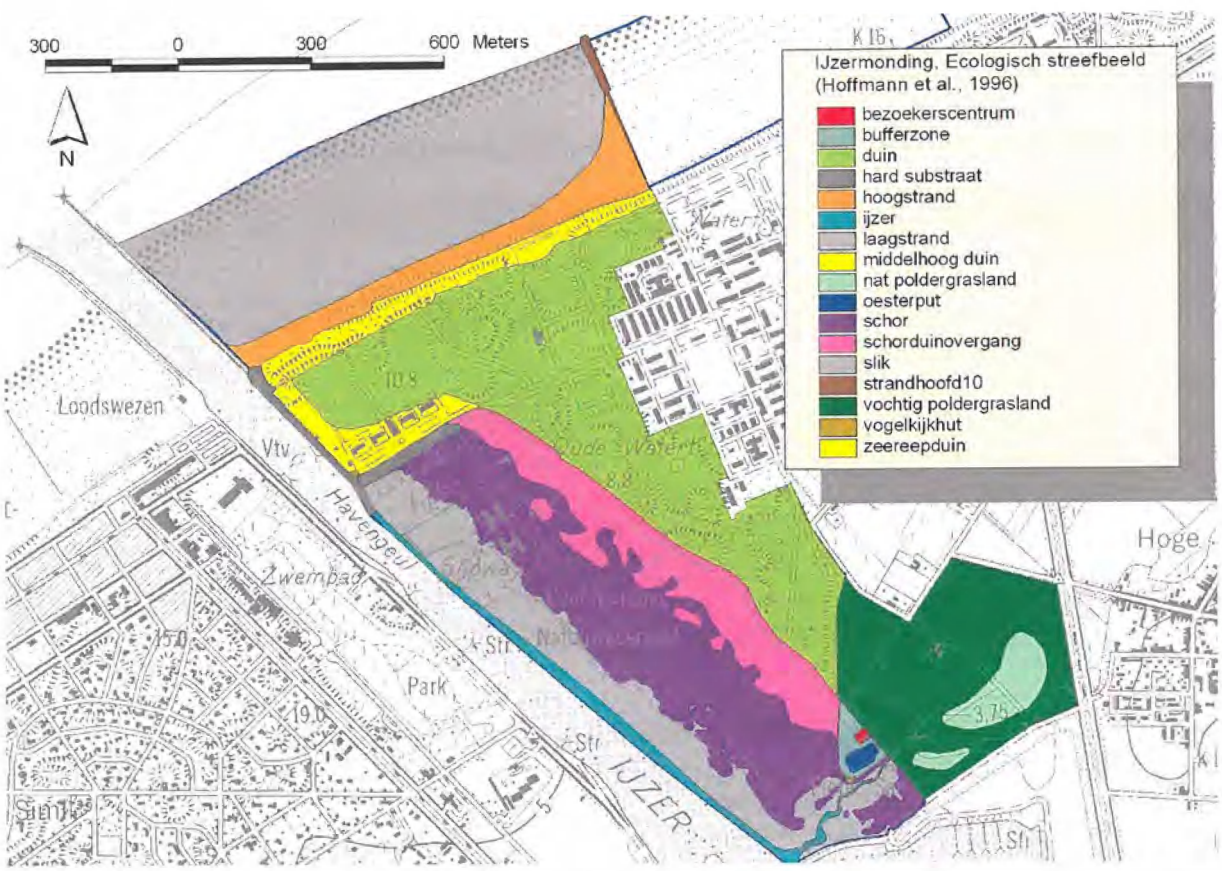
De detailgraad van de Europese habitatrichtlijnfiches is echter onvoldoende om alle biologische streefbeelden voor het studiegebied adequaat te beschrijven. In de ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust (Provoost & Hoffmann, 1996) worden de meeste habitats op een hoger detailniveau beschreven. Ook de natuurtypologie (ondermeer Vandenbussche et al. 2002) gaat tot op een hoger detailniveau dan de Europese habitatrichtlijn. Per deelgebied worden beider habitatomschrijvingen gebruikt om de biologische doelstellingen verder te specificeren. Steeds wordt aangegeven tot welke habitat van de Europese habitatrichtlijn de betreffende habitat (geheel of gedeeltelijk) behoort.

Hierna worden de biologische en ecologische doelstellingen gegeven die werden opgenomen in het ontwerpbeheerplan van het VNR De IJzermonding, dat opgemaakt werd ná de monitoringperiode binnen MONAIJ. Om het beheer tot dan toe juist te kunnen evalueren zou in principe vertrokken moeten worden van de doelstellingen zoals ze gesteld werden voorafgaand aan de natuurherstelwerken en die opgesomd worden in Hoffmann et al (1996). Aangezien beide echter slechts in details van elkaar afwijken, opteren we er hiervoor om de meest recente beheerdoelstellingen weer te geven en dit voor het volledige huidige natuurreservaat, hoewel natuurherstelwerken (die geëvalueerd dienden te worden) op een kleiner deel betrekking hadden.

4.2 Biologische en ecologische doelstellingen in de deelgebieden

Bij de opmaak van het ecologische streefbeeld (fig. 4.1) voor het "integrale kustreservaat De IJzermonding" werd vertrokken van het principe dat "de hoogste natuurwaarden zich situeren in

contactmilieus tussen min of meer natuurlijke landschapselementen, die in een of meerdere ecologische determinanten grote verschillen vertonen en waartussen [...] uitgesproken ecologische gradiënten bestaan". Dit betekent voor de IJzermonding ondermeer slibrijke versus zandige milieus, aan sterke stroming onderhevige versus stroomluwe milieus, door macrofyten begroeide versus onbegroeide milieus, zilte versus zoete milieus, droge versus natte of periodiek overstroomde milieus en eolisch zeer dynamische versus windluwe milieus. In Hoffmann et al. (1996) wordt een globaliserend streefbeeld in kaart gebracht (fig. 4.1) waarbij binnen het studiegebied een aantal habitats worden aangegeven (tabel 4.2). Hoewel dit nooit bedoeld is als absoluut na te streven oppervlakteverhoudingen, is het toch indicatief voor de globaal nagestreefde ecosysteemonderdelen. In fig. 4.3 worden de uiteindelijke *globale* locaties van de na te streven (habitat)doeltypen voor het reservaat weergegeven.



Figuur 4.1 – Vlaams natuurreservaat De IJzermonding, globaal ecologisch streefbeeld (lijnelementen, i.e. wandelpaden, veerverbinding, ... zijn niet weergegeven) voor het integrale kustreservaat De IJzermonding zoals geformuleerd in Hoffmann et al. (1996), weergegeven met de topografische kaart van het NGI, kaartblad 12-5, schaal 1:10.000 als achtergrond).

Tabel 4.2 – Oppervlakte van de na te streven globale habitats binnen het studiegebied, zoals weergegeven in het ecologische streefbeeld (Hoffmann et al, 1996, fig. 31); de kaart (fig. 4.1) werd indertijd als globaal richtinggevend opgemaakt zonder de bedoeling te hebben dat de geschetste oppervlaktes ook precies bereikt zouden worden.

Ecologisch streefbeeld (1996)	**schatting na te streven oppervlak in ha**
onbegroeid slik en zand (incl. oesterputten)	16,252
schor	22,565
schor-duinovergang	9,649
duin	9,142

hoog duin (zeereepduinen en te creëren binnenduin)	5,618
bezoekerscentrum, vogelkijkhutten, hard substraat	1,744
totaal	**64,970**

Voor de verdere omschrijving van de ecologische streefbeelden werd door Hoffmann et al (1996) gebruik gemaakt van de globale landschappen binnen het integrale kustreservaat:

- de Vlaamse en Kustbanken;
- strand en zeereepduinen;
- het duingebied ter hoogte van de voormalige marinebasis met daarbinnen
    - de oostelijke, niet geëgaliseerde duinen,
    - de westelijke, geëgaliseerde duingebieden;
- slikken, schorren en schor-duinovergangsgebied;
- de Hemmepolder.

Op dit moment maken alleen het tweede, derde en vierde deelgebied deel uit van het VNR De IJzermonding; natuurherstelmaatregelen werden tot nu toe enkel uitgevoerd in het derde en vierde deelgebieden.

Het ecologische streefbeeld (cit. Hoffmann et al. 1996) is erop gericht om het oorspronkelijke reliëfrijke karakter van het duinlandschap te behouden of te herstellen, waarbij binnen de grenzen van het studiegebied vooral gedacht moet worden aan duinmilieus in de droge sfeer. Verder wordt een zo breed mogelijke contactzone tussen zoet duinmilieu en zout schormilieu nagestreefd. Daarnaast geeft het ecologische streefbeeld absolute prioriteit aan het vermijden van verstoring, die mede verantwoordelijk is voor de avifaunistische waarde van dit deelgebied en het behoud van uiterst betredingsgevoelige korstmosgedomineerde mosduinen (onder meer met soorten als *Evernia prunastri* en *Hypogynmia physodes*).

De habitatdoeltypen die worden nagestreefd voor het natuurreservaat zijn opgesomd in tabel 4.3. Ze worden hierna besproken per beheereenheid, met name

1. strand en zeereepduinen;
2. noordelijk duingebied, incl. site vuurtoren;
3. zuidelijk duingebied en estuarium;
4. bermen langs wegenis, incl. duin-polderovergang;
5 de site Mosselkot.

De site Mosselkot wordt volledig ingericht ten behoeve van ontvangst en natuureducatie van bezoekers, waardoor hiervoor geen habitatdoeltypen worden gedefinieerd, tenzij de reeds lang bekende, relatief rijke ruderale vegetaties met heel wat zeldzamere plantensoorten als Doornappel, Tengere distel, Bilzekruid en Boksdoorn. Voor deze combinatie van soorten van gestoorde, droge, stenige, kalkrijke substraten is in Vlaanderen geen natuurtype onderscheiden. Deze elementen zouden bij de inrichting van de site Mosselkot zoveel mogelijk gespaard dienen te worden. Sommige typen zijn streefdoel in verschillende beheereenheden.

Tabel 4.3 - Na te streven habitatdoeltypen voor het VNR De IJzermonding met aanduiding van de beheereenheden waar ze als doelstelling gelden.
1: strand en zeereepduinen; 2. noordelijk duingebied; 3. zuidelijk duingebied en estuarium; 4 wegenis-bermen, inclusief duin-polderovergang; 5: site vuurtoren; 6: site Mosselkot.
"Code" verwijst naar de codes gebruikt in fig. 29, waarin de doeltypen globaal gelokaliseerd zijn in de beheereenheden.

habitatdoeltype	habitatrichtlijnnr.	deelgebied	code
Laagstrand, vegetatieloos nat strand		1	A
Hoogstrand, waaronder embryonale wandelende duinen	2110	1	B
Strandhoofd		1	C
Stuivend open duin	2120	1, 2, 3	D
Kalkrijk mosduin en droog tot mesofiel duingrasland	2130	2, 3, 4, 5	E
Vochtminnende ruigtevegetaties met riet		3	F
Open zoet water		3	G
Stagnerend open zout water		3	H
Getijdengeul (en slikken)	1130	3	I
Slikken en schorren	1140, 1310, 1320, 1330	3, 6	J
Slufter, vloedmerk en embryonaal duin	2110 p.p.)	3	K
Ruderale vegetatie van droog, voedselrijk, kalkrijk substraat		5	L



Figuur 4.2 - Beheereenheden van het VNR De IJzermonding. Beheereenheid 1: strand en zeereepduinen; 2: noordelijk duingebied, incl. site vuurtoren; 3: zuidelijk duingebied en estuarium; 4: wegenis met wegbermen, incl. duin-polderovergang; 5: site Mosselkot. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.

4.2.1 Strand en zeereepduinen

In deze eerste beheereenheid zijn twee deelgebieden te onderscheiden, met name 1. de strandzone tussen oostgrens van het natuurreservaat en het oosterstaketsel en 2. de zeereepduinen tussen vuurtoren en oosterstaketsel.
In het ecologische streefbeeld is sprake van nat strand, hoogstrand, inclusief vloedmerkgemeenschappen als habitats die in de strandzone nagestreefd worden. Momenteel zijn met name de laatste twee weinig of niet ontwikkeld door het feit dat men hier te maken heeft met een eroderend kustgedeelte, ondermeer het gevolg van de kunstmatige zandtransportbarrière die door de strekdammen onder de havenstaketsels beiderzijds de IJzervaargeul wordt gevormd, en door de aanwezigheid van kunstmatige, harde substraten waar droog hoogstrand en vloedmerk aanwezig zouden kunnen zijn.
De doelstelling voor de strandzone is een voldoende breed intertidaal strand om maximale foerageer- en rustgelegenheid te bieden voor avifauna (het foerageren impliceert uiteraard ook een goed ontwikkelde benthosfauna), met een droogblijvend hoogstrand van voldoende breedte om een vloedmerkgemeenschap potentiële ontwikkelingskansen te bieden en om broedgelegenheid te creëren voor strandbroeders als dwergstern, strandplevier en bontbekplevier.
Daarenboven is het wenselijk om het oppervlak hard substraat op de bestaande locaties uit te breiden met het oog op een verhoogde algemene biodiversiteit (macrowieren en epilithische fauna) en foerageergelegenheid voor soorten als paarse strandloper en steenloper. Dit zou met name kunnen gebeuren door een uitbreiding van de huidige lage strekdam onder het oosterstaketsel op de rechteroever langs de vaargeul van de IJzer; een nieuw strandhoofd kan alleen in overweging genomen worden indien nodig voor kustbescherming en zou dan als natuurtechnisch strandhoofd ingericht moeten worden.

Habitat- en natuurdoeltypen

4.2.1.1 Laagstrand, vegetatieloos nat strand

Het nat strand of laagstrand wordt gedefinieerd als het deel van het strand dat bij SHW (ter plaatse is dit 4,86m TAW) onder water komt en dat niet door hogere planten is gekoloniseerd (dit komt neer op het deel van het strand onder de vloedmerkvegetatie). Het heeft een zandig substraat met een permanent zout grondwater, waarin benthische organismen in groten getale kunnen voorkomen. Enkele kenmerkende taxa zijn borstelwormen (*Polychaeta*; b.v. de zeepier (*Arenicola marina*), de schelpkokerworm (*Lanice conchilega*), tweekleppige weekdieren (*Bivalvia*; b.v. de kokkel (*Cerastoderma edule*) en het zaagje (*Donax vittatus*), pissebedden (*Isopoda*), vlokreeftjes (*Amphipoda*) en meiofaunasoorten waaronder *Nematoda, Copepoda, Archiannelida, ...*). De primaire producenten in dit milieu zijn bacteriën, cyanobacteriën (en algen, vooral benthische en tychoplanktonische diatomeeën en dinoflagellaten). Tijdens het MONAIJ-project werden als kenmerkende macrozoöbenthossoorten van het natstrand ter hoogte van de IJzermonding *Bathyporeia pilosa* (kniksprietkreeftje), *Eurydice pulchra* (agaatpissebed, beide kenmerkend voor het hogere deel van het nat strand), *Scolelepis squamata* (gemshoornworm, vooral in het middendeel van het laagstrand) en *Nephtys cirrosa* (zandzager, vooral in het lagere deel van het nat strand) aangetroffen. Een tweede grote groep van bewoners en gebruikers van het nat strand zijn migranten, die met de vloedstroom meekomen en met de ebstroom terug verdwijnen. Tot deze groep behoren het plankton, het epi- en hyperbenthos en het nekton. De getijbeweging voert planktonische algen en organische materie (detritus) aan. De opvallendste faunavertegenwoordigers hier zijn kwallen (*Scyphozoa*), vlokreeften (*Amphipoda*), pissebedden (*Isopoda*), zeekomma's (*Cumacea*), aasgarnalen (*Mysidacea*), krabben en garnalen (*Decapoda*), beenvissen (*Osteichtyes*) (vooral jonge stadia) tot en met zeehonden (*Pinnipedia*) en bruinvis (*Phocoena phocoena*).
De avifauna is de meest opvallende, vrijwel permanent aanwezige biotische factor op het laagstrand; het gaat vooral om steltlopers en meeuwen die het laagstrand opzoeken tijdens eb om te foerageren of te rusten. Het hele jaar door komen grote aantallen scholekster (*Haematopus ostralegus*) en steenloper (*Arenaria interpres*) voor. In het winterhalfjaar komen daar drieteenstrandloper (*Calidris alba*) en bonte strandloper (*Calidris alpina*) bij. Wulp (*Numenius arquata*), tureluur (*Tringa totanus*), zilverplevier (*Pluvialis squatarola*), bontbekplevier (*Charadrius hiaticula*) en kanoetstrandloper (*Calidris canutus*), rosse grutto (*Limosa lapponica*) en regenwulp (*Numenius phaeopus*) komen in aantallen voor die schommelen van enkele tot enkele tientallen exemplaren. Onder de meeuwen komen vooral zilvermeeuw (*Larus argentatus*), kokmeeuw (*L. ridibundus*) en stormmeeuw (*L. canus*) op het nat strand foerageren, de laatste twee soorten vooral 's winters, de eerste het hele jaar door. De soms grote aantallen kleine (*L. graelsii*) en grote mantelmeeuwen (*L. marinus*) op het nat strand zoeken hun voedsel op zee en komen hier rusten. Bij vloed kunnen ook zeevogels die normaliter op zee foerageren hier verblijven,

maar het gaat nooit om grote aantallen. In de winter zijn dit onder meer fuut (*Podiceps cristatus*), eidereend (*Somateria mollissima*), zwarte zee-eend (*Melanitta nigra*) en alkachtigen (*Alcidae*). 's Zomers gaat het vooral om sterns (*Sterna* spp.). Door de creatie van een luw tijmilieu, waar golfslag en getijstromingen afgezwakt worden en waardoor bezinking van fijner sediment (slib) wordt bevorderd zouden zich potentieel kokerwormenriffen (*Lanice conchilega*) kunnen ontwikkelen, terwijl het bezinken van slib de ontwikkeling van zwinnen mogelijk maakt die uitermate geschikt zijn als foerageergebied voor steltlopers (drieteenstrandloper, bonte strandloper, rosse grutto, scholekster, zilverplevier ...) en meeuwen.

4.2.1.2 Hoogstrand, droog, vegetatievrij strand en vloedmerkgemeenschappen

Atriplicion littoralis en Salsolo-Honckenyion peploidis: vloedmerkvegetaties met stekend loogkruid (*Salsola kali* ssp. *kali*) en zeeraket (*Cakile maritima*).
Agropyro-Honckenyion peploidis: embryonale duinen met biestarwegras (*Elymus farctus*).

Loogkruid, biestarwegras en zeeraket zijn in Vlaanderen de belangrijkste soorten van de vloedmerkgemeenschap Ook een aantal meldesoorten (kustmelde (*Atriplex glabriuscula*), strandmelde (*A. litoralis*), spiesmelde (*A. prostrata*)), en ook zeepostelein (*Honckenya peploides*) horen thuis in deze vegetaties. Strandbiet (*Beta vulgaris* spp. *maritima*) is ook een soort van vloedmerken, maar dan vooral in de meer beschutte langs het IJzerestuarium gelegen vloedmerken.
Qua fauna-elementen zijn het vooral insecten die deze habitat bewonen. Typische soorten zijn de strandvlo (*Talitrus saltator*), de witte oproller (*Armadillidium album*) (zeer zeldzaam en alleen bekend voor het Zwin) en een aantal vliegen (zie Grootaert, 1989). Daarnaast vinden ook een aantal loop- en zandloopkevers een geschikte habitat op het hoogstrand. Voorbeelden zijn *Amara lucida, Bradycellus csikii, B. distinctus, Calathus mollis, Cicendela maritima, Dyschirus obscurus, D. impunctipennis* en *Harpalus melancholicus*. Deze soorten komen ook allemaal in de zeereep(helm)duinen en soms ook nog in andere droge habitats voor. De twee laatstgenoemde soorten zijn uitgestorven in Vlaanderen, *Cicendela maritima* is bedreigd, terwijl de andere soorten zeldzaam zijn (Desender, 2004).
Het vegetatieloze of –arme hoogstrand is een geschikt broedgebied voor zeldzame soorten als dwergstern (*Sterna albifrons*) en strandplevier (*Charadrius alexandrinus*). In het winterhalfjaar zijn er verschillende soorten zangvogels die op het hoogstrand hun voedsel zoeken. Naast zeldzamere, maar regelmatige soorten als sneeuwgors (*Plectrophenax nivalis*) en strandleeuwerik (*Eremophila alpestris*) zijn dit ook kuifleeuwerik (*Galerida cristata*) en verschillende vinkachtigen zoals kneu (*Carduelis cannabina*), groenling (*Carduelis chloris*) en frater (*Carduelis flavirostris*). De kustgebonden oeverpieper (*Anthus littoralis*) foerageert zowel op het hoogstrand als het aangrenzende deel van het laagstrand, in schorren en op harde structuren.

4.2.1.3 Strandhoofd

Voor dit doeltype kan gerefereerd worden naar Engledow et al. (2001) die enkele algemene richtlijnen geven voor een prototype van een ecologisch waardevolle harde constructie in een intertidaal kustgebied. Behalve voor epilitische fauna en epilitische macrowieren is dergelijk milieu zeer belangrijk voor een aantal foeragerende steltlopers, zoals paarse strandlopen en steenloper. De basisgedachte bij de ecologische aanleg van een harde constructie is de inbreng van zoveel mogelijk variërende elementen, waardoor een maximum aantal microhabitats gecreëerd wordt wat bijdraagt tot een hogere biologische diversiteitspotentie. De lagere soortenrijkdom van de kunstmatige harde substraten aan de Vlaamse kust ten opzichte van natuurlijke rotskusten is voornamelijk te wijten aan het onstabiele karakter van het milieu en meer bepaald de hoge expositiegraad en de sedimentatie van zand en slib.

Volgende inrichtingselementen dienen in acht genomen te worden bij het aanleggen van een zgn. natuurtechnische (ooit chaotische genoemd), biodiversiteit maximaal bevorderende harde constructie in de intertidale en subtidale kustzone.

1. Een hoog strandhoofd is te verkiezen, dit resulteert in een meer beschutte oostzijde en een meer geëxponeerde westkant. Bovendien wordt hierdoor de ontwikkeling van zacht substraat (zand en slib) gereduceerd, waardoor ook andere soorten dan r-strategen (proletariërs sensu MacLeod) zich kunnen vestigen en handhaven. Aangezien macrowieren eerder de beschutte milieus verkiezen en de epilithische macrofauna de meer geëxponeerde komen beide groepen aan hun trekken op dergelijk type strandhoofd.
2. Een tweede factor die de biodiversiteit beïnvloedt is de mate waarin het strandhoofd tot in het subtidaal reikt, daar de soortenrijkdom stijgt naar de subtidale zone toe. Een lang strandhoofd met een tijbereik van -0,5 m (subtidaal) tot +5,5 m boven GLLWS laat immers toe dat zich een volledig zonatiepatroon kan ontwikkelen. Tijdens de aanleg moet voornamelijk aandacht besteed worden aan de potentieel rijke lagere zones.
3. Het gebruik van grote onregelmatige 'rots'blokken is sterk aangewezen omdat hierdoor een groter aantal microhabitats verkregen wordt (beschutte versus geëxponeerde, schaduw- versus zon-, boven- versus onderkanten, spleten, poeltjes).
4. Tenslotte speelt ook de materiaalkeuze een rol. Macrowieren blijken beton te verkiezen omwille van de betonstructuur, terwijl de macrofauna eerder hout blijkt te verkiezen omwille van de textuur en waterretentiecapaciteit. Het is evident dat hout niet het ideale bouwmateriaal is voor kustverdedigingstructuren, waardoor er beton wordt aangeraden als hoofdconstructiemateriaal, maar aangevuld met houten elementen, zoals houten paaltjes zowel in de lage als in de hoge

zones. Meer natuurlijke materialen zoals Vilvoordse kalksteen zouden ook goed bruikbare materialen zijn (Leewis et al, 1989), maar hierover zijn geen gegevens bekend voor de Vlaamse kust.

4.2.1.4 Zeereepduinen

De zeereepduinen vertonen een natuurlijk duinreliëf waarbij geen indicaties aanwezig zijn dat er egaliseringswerken zouden zijn uitgevoerd.

Stuivend open duin (Europese habitatrichtlijn: 2120)

- Ammophilion arenarii: humusarme stuifduinen met helm (*Ammophila arenaria*) en duinzwenkgras (*Festuca juncifolia*)

4.2.2 Noordelijk duingebied

Binnen deze beheereenheid zijn vier deelgebieden te onderscheiden, 1. de reliëfrijke noordoostelijk duinen, 2. de reliëfarme, relatief laaggelegen duinen, 3. het aangelegde helmduin en 4. de site vuurtoren.
De direct achter de zeereepduinen, enkel ervan door de Vierboeteweg gescheiden duinen vertonen in het noordoosten een natuurlijk duinreliëf waarbij geen indicaties aanwezig zijn dat er egaliseringswerken zouden zijn uitgevoerd, het is zeer reliëfrijk. Dit duingebied was in 1996 nog een open mosduinrijk terrein, dat, ondermeer door het open karakter, de geringe verstoring en de ligging dicht bij de zee, een zeer hoge avi- en entomofaunistische waarde heeft (Kuijken et al, 1993). Dit illustreert zich ondermeer door de aanwezigheid van broedvogels als tapuit (*Oenanthe oenanthe*; belangrijkste populatie langs de Belgische kust) en roodborsttapuit (*Saxicola torquata*), en het voorkomen van enkele bijzondere soorten loopkevers (Desender & Baert 1995, dit rapport).
Het aangrenzende noordwestelijk deel werd ooit wel geëgaliseerd en werd daardoor reliëfarm. Het ligt beduidend lager dan het voormelde reliëfrijke duingebied. Het substraat is hier op verschillende plaatsen vrij slibrijk. Lokaal komen er ruige, door riet gedomineerde vegetaties voor. In het gebied zijn nog verscheidenen bunker(relicten) aanwezig, die ongemoeid worden gelaten. Deze bunkers zijn weliswaar geen landschappelijke kleinoden maar het zijn in het duingebied "verweven eenheden", aangezien ze grotendeels overstoven zijn met duinzand en overgroeid met grazige mosduinvegetaties. Ze hebben naast een historische, in sommige gevallen ook een potentiële floristische (mossen, korstmossen) en faunistische (vleermuizen) waarde. Er wordt bovendien verwacht dat het verwijderen ervan zal leiden tot een ernstige verstoring van het terrein met waarschijnlijke vestiging van ruderale vegetaties tot gevolg. De verwijdering zou met andere woorden geen ecologische winst betekenen.
Bij de verwijdering van de harde structuren ten noorden van het tijhaven was een sterke vergraving van de bebouwde en geëgaliseerde duinterreinen onvermijdelijk. Dit schiep echter een unieke kans om het duingebied een deel van zijn reliëfrijk karakter terug te geven door aanvoer van zandig materiaal van elders. Er werd een reliëfrijk middelhoog duin aangelegd, dat beplant werd met helm. In het noorden sluit het aan bij de zeereepduinen (onderbreking door de Vierboeteweg) en in het zuiden maskeert het de na afbraak van de gebouwen van de marinebasis ontstane bouwputten. Als streefbeeld wordt geopteerd voor een zo gediversifieerd mogelijk duinlandschap, waar stuifkuilen, helmduin, mesofiel duingrasland en (korst)mosduin elkaar afwisselen.
Rond de vuurtoren komen elementen van kalkrijk mosduin en kalkminnend duingrasland voor, die er ook als streefdoel kunnen gesteld worden.

Natuurdoeltypen

Stuivend open duin (Europese habitatrichtlijn: 2120)

- Ammophilion arenarii: humusarme stuifduinen met helm (*Ammophila arenaria*) en duinzwenkgras (*Festuca juncifolia*)

Kalkrijk mosduin en droog tot mesofiel duingrasland (Europese habitatrichtlijn: 2130)

- Tortulo-Koelerion: kalkrijke mosduinen en pionierduingraslanden met zanddoddegras (*Phleum arenarium*) en groot duinsterretje (*Tortula ruralis* ssp. *ruraliformis*)
- Polygalo-Koelerion: droog kalkrijk duingrasland met liggend bergvlas (*Thesium humifusum*) en geel walstro (*Galium verum*)
- Plantagini-Festucion: droog, kalkmijdend grasland met gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*), gewoon gaffeltandmos (*Dicranum scoparium*) en geel walstro (*Galium verum*)
- Epilitische mos- en kortsmosgemeenschappen op de bunkers.

4.2.3 Zuidelijk duingebied en estuarium

In deze beheereenheid zijn volgende deelgebieden te onderscheiden: 1. het niet door de natuurherstelwerken beïnvloede, geëgaliseerde duingebied, 2. de nieuwe duinen gecreëerd tijdens de natuurherstelwerken, 3. de nieuw gecreëerde intertidale gebieden inclusief de duin-schorovergang en 4. de oude slik- en schorgebieden.
De oorspronkelijk niet door de natuurherstelwerken beïnvloede duingebieden zijn ooit geëgaliseerd en reliëfarm en zijn op te delen in een reliëfarm, relatief laaggelegen duingebied met duinzand als substraat en mosrijk (opvallend veel *Homalothecium lutescens*) duingrasland als vegetatie en een reliëfarm, hoger gelegen deel met weliswaar zandig maar sterk met slib aangerijkt materiaal en een tot verruiging neigende gewoon struisriet/glanshavervegetatie. Dit laatste deelgebied kan mits herprofilering evolueren naar een mozaïek van drogere duingraslandvegetaties afwisselend met meer ruige, hoger uitgroeiende, vochtminnende vegetaties met riet.
De door de natuurherstelwerken geherprofileerde gebieden vallen uiteen in met duinzoden belegde grasdijken en met helm beplante zandduinen.
De in Vlaamse context belangrijkste natuurpotentie van het VNR De IJzermonding is de aanwezigheid van continue overgangen tussen schorren, slikken en duinen. Deze potenties werden dankzij de natuurherstelwerken grotendeels hersteld. Als referentiebeeld hiervoor kan de foto van Massart van dergelijk overgangsgebied van het begin van de 20^{e} eeuw gelden (zie fig. 11.14). Daartoe werd tussen duinen en estuarium een zo geleidelijk mogelijke overgang tussen beide milieus gerealiseerd (fig. 11.15), waarbij kleine sluftervormingen en kleinschalige zandverstuivingen tot de streefdoelen behoorden. Hiertoe werd een brede, licht glooiende, her en der van lage duintjes voorziene zandige overgangszone aangelegd, die niet beplant werd. Samen met de estuariene zoutwaterslikken en -schorren behoren dergelijke milieus behoren in nationaal en Vlaams verband tot de zeldzaamste milieus. Bovendien is de IJzer de enige rivier die op Belgisch grondgebied rechtstreeks in zee uitmondt en dus de enige plaats waar een estuarium tot ontwikkeling kan komen binnen de gewestgrenzen. Als streefbeeld voor de omgeving van de voormalige tijhaven en scheepshelling werd een zo natuurlijk mogelijk slikken-, schorren- en schor-duinovergangsgebied, met alle mogelijke gradiënten vooropgesteld.
Landwaarts van de nieuw aangelegde zandduinen komt een volledig verlande poel voor met een gesloten rietvegetatie. Hier kan een open zoet watersituatie hersteld worden door uitgraving van de poel, waardoor de er vroeger voorkomende herpetofauna, waaronder Kamsalamander, opnieuw een kans krijgt.

Natuurdoeltypen

Stuivend open duin (Europese habitatrichtlijn: 2120)

- Ammophilion arenarii: humusarme stuifduinen met helm (*Ammophila arenaria*) en duinzwenkgras (*Festuca juncifolia*)

Kalkrijk mosduin en droog tot mesofiel duingrasland (Europese habitatrichtlijn: 2130)

- Tortulo-Koelerion: kalkrijke mosduinen en pionierduingraslanden met zanddoddegras (*Phleum arenarium*) en groot duinsterretje (*Tortula ruralis* ssp. *ruraliformis*)
- Polygalo-Koelerion: droog kalkrijk duingrasland met liggend bergvlas (*Thesium humifusum*) en geel walstro (*Galium verum*)
- Plantagini-Festucion: droog, kalkmijdend grasland met gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*), gewoon gaffeltandmos (*Dicranum scoparium*) en geel walstro (*Galium verum*)

Vochtminnende, ruigtevegetaties met riet

- Phragmition (s.l.): dit type wordt niet besproken in de natuurtypologie van Vlaanderen, maar vertoont wellicht nog de meeste affiniteit tot het natuurtype 'rietmoerassen'. Het betreft vrij ruderale vegetaties met riet, liesgras en oeverzegge, die qua ecologie en uitzicht gelijkenis vertonen met de hoog opgaande ruigtevegetaties rond zoet (uittredend) kalkrijk water aan de bovenrand van het strand langs de duinen van Dannes (Mont St. Frieux, NW-Frankrijk). Dit zijn vegetaties met riet, liesgras, oeverzegge, gele lis, dodemansvingers (*Oenanthe crocata*) en andere hoog opgaande ruigtekruiden. Met enige fantasie kan hierin een vertegenwoordiger van habitat 6430 uit de EG-habitatrichtlijn, met name voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland (en van de montane en alpiene zones), herkend worden. Dit type is toegevoegd aan het ontwerpnatuurbeheerplan, dat opgemaakt is na de monitoringperiode binnen het MONAIJ-project. Het was dus nog geen doelstelling in het ecologische streefbeeld en werd als zodanig dus ook niet geëvalueerd binnen het MONAIJ-project.

Zoete duinplas

- Open water met helder, voedselarm water waarin kranswieren (*Chara* spp.) voorkomen en met een oeverbegroeiing van riet en andere helofyten; van de herpetofauna kunnen rugstreeppad en kamsalamander als doelsoorten worden gezien. Ook dit type is een toevoeging aan het ontwerpnatuurbeheerplan, dat opgemaakt is na de monitoringperiode binnen het MONAIJ-project. Het werd als zodanig dus ook niet geëvalueerd binnen het MONAIJ-project.

Getijdengeul (en slikken) (Europese habitatrichtlijn: 1130) en stagnant zout water

Slikken en schorren (Europese habitatrichtlijn: 1140, 1310, 1320, 1330)

- Zoutwaterslikken met rijke benthosgemeenschap (o.a. de borstelwormen *Pygospio elegans* en *Eteone longa, Corophium volutator* (slijkgarnaal), *Macoma balthica* (nonnetje), *Cerastoderma edule* (kokkel), *Scrobicularia plana* (platte slijkgaper) en *Mya arenaria* (strandgaper))
- Thero-Salicornion: pioniergemeenschappen met zeekraal en klein schorrenkruid
- Spartinion: pioniergemeenschappen met engels slijkgras
- Puccinellion maritimae: lage (al dan niet begraasde) schorren met gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*) en gewone zoutmelde (*Halimione portulacoides*)
- Armerion maritimae: middelhoge en hoge (al dan niet begraasde) schorren met zilte rus (*Juncus gerardii*), strandkweek (*Elymus athericus*), rood zwenkgras (*Festuca rubra* var. *litoralis*), melkkruid, (*Glaux maritima*) engels gras (*Armeria maritima*), kwelderzegge (*Carex extensa*) en zeealsem (*Artemisia maritima*) (omvat meerdere, fysionomisch sterk verschillende associaties)
- Zouttolerant rietland met laag blijvend, dicht riet (*Phragmites australis*) zonder begeleidende soorten tenzij strandkweek (*Elymus athericus*) en heen (*Bolboschoenus maritimus*).

Slufter, vloedmerk en embryonaal duin (Europese habitatrichtlijn: 2110 p.p.)

- Saginion maritimae (Sagino maritimae-Cochlearietum danicae): kustgebonden pioniersgemeenschap van het zout-zoetcontactmilieu met zeevetmuur (*Sagina maritima*) en hertshoornweegbree (*Plantago coronopus*).
- Saginion maritimae (Centaurio-Saginetum): pioniersgemeenschap in overgangsmilieus met strandduizendguldenkruid (*Centaurium littorale*) en sierlijke vetmuur (*Sagina nodosa*).
- Atriplicion littoralis en Salsolo-Honckenyion peploidis: vloedmerkvegetaties met stekend loogkruid (*Salsola kali* ssp. *kali*) en zeeraket (*Cakile maritima*).

4.2.4 *Wegenis en begeleidende wegbermen*

Voor de wegbermen langs de wegeninfrastructuur binnen het reservaat, waaronder we ook de Halvemaandijk rekenen, wordt gestreefd naar open vegetatie met elementen van kalkminnend duingrasland en mosduin. Behalve de wegbermen, omvat dit deelgebied ook de smalle overgang tussen duin en polder, de Halvemaandijk tussen het natuurreservaat en de achterliggende Hemmepolder, waar duingrasland voorkomt en ook als streefdoel kan gelden.

Natuurdoeltypen

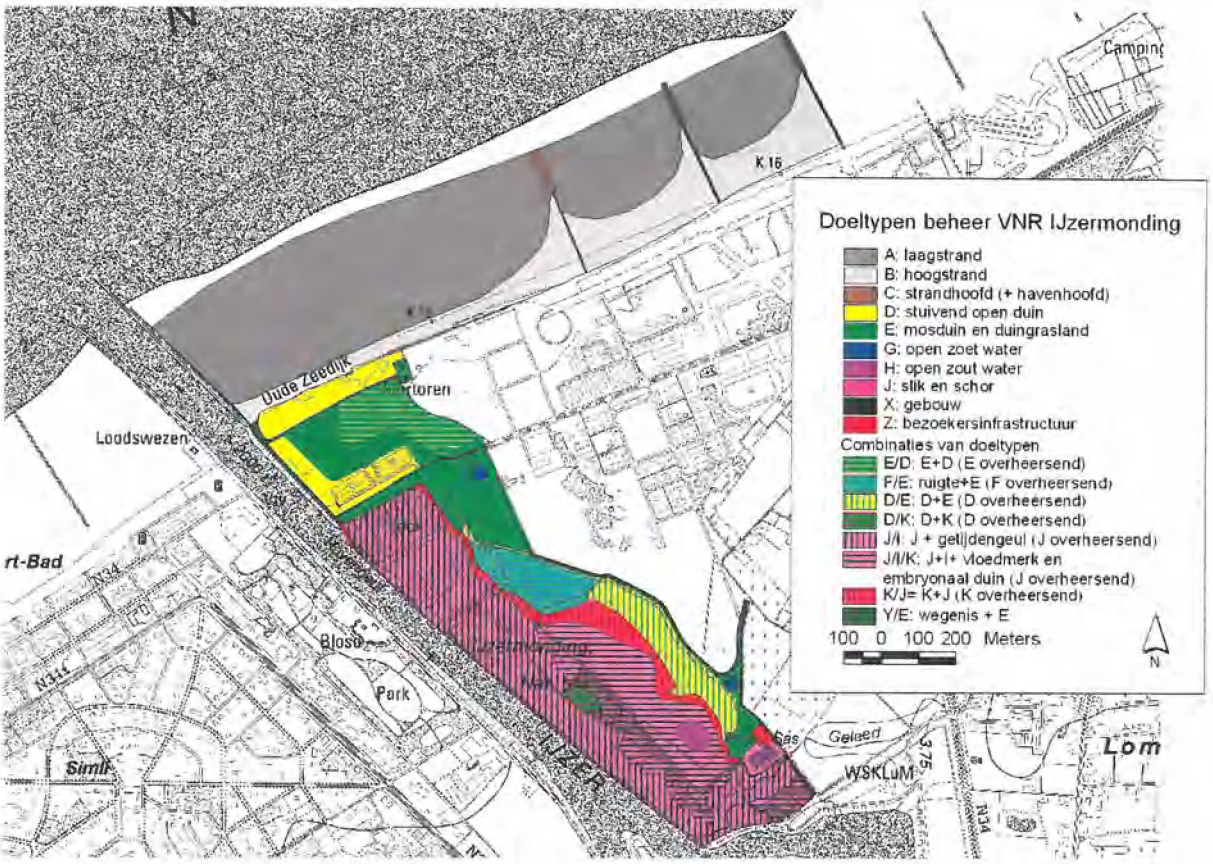
Kalkrijk mosduin en droog tot mesofiel duingrasland (Europese habitatrichtlijn: 2130)

- Tortulo-Koelerion: kalkrijke mosduinen en pionierduingraslanden met zanddoddegras (*Phleum arenarium*) en groot duinsterretje (*Tortula ruralis* ssp. *ruraliformis*)
- Polygalo-Koelerion: droog kalkrijk duingrasland met liggend bergvlas (*Thesium humifusum*) en geel walstro (*Galium verum*)
- Plantagini-Festucion: droog, kalkmijdend grasland met gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*), gewoon gaffeltandmos (*Dicranum scoparium*) en geel walstro (*Galium verum*).

4.2.5 *Site Mosselkot*

Rond de recreatief-natuureducatief uit te bouwen 'site Mosselkot' zijn geen echter natuurstreefdoelen te formuleren, hoewel de in te richten Oesterputten zeker elementen van slikken en schorren zullen moeten herbergen om hun educatief karakter in te vullen. Bij de inrichting zou men wel zoveel mogelijk rekening dienen te houden met de er reeds lang bekende,

- relatief rijke ruderale vegetaties met heel wat zeldzamere plantensoorten als doornappel, tengere distel, bilzekruid en boksdoorn. Voor deze combinatie van soorten van gestoorde, droge, stenige, kalkrijke substraten is in Vlaanderen geen natuurtype onderscheiden.



Figuur 4.3 - Globale lokalisering van de na te streven doeltypen voor het VNR De IJzermonding. Nadere omschrijvingen van de doeltypen zijn terug te vinden in tabel 4.3 en hoofdstuk 4.2.1 t.e.m. 4.2.5. Bij gecombineerde codes is de eerste code qua oppervlakte het belangrijkste doeltype, het laatste het minst belangrijk in oppervlakte. Achtergrond is de topografische kaart van het NGI, kaartblad 12-5, schaal 1:10.000.

4.3 De noodzakelijke condities

Er zijn heel wat condities te vervullen om de ontwikkeling van de nagestreefde ecotonen te bereiken. In principe kunnen ze echter gereduceerd worden tot een beperkt aantal primaire voorwaarden:

Er is nood aan tijdynamiek (voor een overzicht van de gemiddelde tijgegevens, zie tabel 3.3) met beweging van met slib beladen water in een beperkt dynamische omgeving, die toelaat dat een zekere graad van sedimentatie van slibrijk materiaal kan optreden; dit is nodig om na afgraving beneden de GDHW-lijn, schor tot ontwikkeling te doen komen en om in het intertidaal een goed ontwikkelde macrobenthosfauna te krijgen; ook voor een stabiele schor-arthropodenfauna wordt een hoog slibgehalte van de schorbodem belangrijk geacht (zie ondermeer Desender et al., 2005);
Zandaanvoer vanuit zee en eolisch zandtransport is nodig voor de ontwikkeling van embryonale en zeereepduinen; aangezien het hoofddoel van het hier besproken natuurherstelproces er echter op gericht is het intertidale slik- en schorgebied te herstellen, dat grenst aan *bestaand* duinlandschap, is marien en erop volgend eolisch zandtransport niet absoluut noodzakelijk om de biologische en ecologische doelstellingen binnen het studiegebied te halen, hoewel beide de natuurlijkheid van de gevormde ecotopen sterk zou bevoordelen;
Grondwateromstandigheden (ondermeer grondwaterschommelingen en zoutgehalte) zijn vitaal voor de ontwikkeling van verschillende duinhabitats en tot op zekere hoogte ook voor de intertidale schor en schor-duinoverganghabitats (Criel et al, 1999);

Topografie is een indirecte ecologische determinant, die b.v. de overstromingsfrequentie in de intertidale gebieden bepaalt;
De aanwezigheid van diasporen van organismen die gebonden zijn aan de nagestreefde habitats en daarmee als habitatdoelsoorten te karakteriseren zijn is cruciaal voor het herstelproces (zie ondermeer Bossuyt et al, 2005) en de snelheid waarmee succes bereikt wordt.

4.4 Zijn de benodigde condities aanwezig?

In de voorbereidende studie van Hoffmann et al. (1996) bleek al overduidelijk dat de nodige condities voor het creëren van gradiëntrijke milieus niet voorhanden waren door het antropogeen ingrijpen in het gebied, dat geleid had tot het verscherpen van ecologische grenzen in het studiegebied. Precies in de potentieel gradiëntrijkste deelgebieden werden harde substraten of zanddijken aangelegd, waardoor nog nauwelijks geleidelijke gradiënten aanwezig waren. Over de sedimentbelasting van het IJzerwater was weinig bekend. D.w.z. dat met name qua topografie de condities niet vervuld waren. Over het gesuspendeerd materiaal in het overstromingswater van de IJzer, de eolische zanddynamiek, de grondwatertoestand en de aanwezige diasporen waren op voorhand weinig of geen gegevens beschikbaar. Desalniettemin werd besloten tot vrij grootschalige natuurherstelwerken, die vooral gericht waren op het geleidelijk maken en uitbreiden van voormelde gradiënten (vrijmaken van gradiëntsituatie van harde materialen en ingrepen die de topografie in een gunstige toestand zou brengen voor de creatie van geleidelijke gradiënten). Daarbij werd verondersteld dat voldoende gesuspendeerd, slibrijk materiaal uit de IJzer zou kunnen sedimenteren, dat een zeker eolisch zandtransport[3] zou mogelijk zijn en dat voldoende diasporen aanwezig zouden zijn om schorvorming toe te laten. al deze condities werden tijdens het monitoringproject verder in kaart gebracht.

[3] In Hoffmann et al. (1996) werden wel (soms verregaande) voorstellen gedaan om mariene zandtoevoer te bevorderen, maar deze maatregelen hebben betrekking op het strandgedeelte van het VNR; deze werken werden (nog) niet uitgevoerd en worden hier dan ook verder niet in beschouwing genomen.

5. De natuurherstelwerken

Maurice HOFFMANN

De beschrijving van de natuurherstelwerken is grotendeels gebaseerd op Deboeuf & Herrier (2002) en Herrier et al. (2005).

In Hoffmann et al. (1996) wordt een hele reeks natuurherstelmaatregelen voorgesteld die de realisatie van het ecologische streefbeeld voor het integrale kustreservaat De IJzermonding[4] moet mogelijk maken. Er zijn verschillende stappen te onderscheiden:

1996: opmaak van een ecologisch streefbeeld en natuurherstelplan voor het integrale kustreservaat De IJzermonding (Hoffmann et al. 1996);
1998, overdracht van de oude marinebasis van het Ministerie van Landsverdediging aan het Vlaamse Gewest;
1998, uitwerking van de plannen voor het slopen van de gebouwen en de afbraak van de voormalige marine infrastructuur (IMDC i.s.m. TECHNUM NV);

De natuurherstelwerken in het studiegebied zijn midden september 1999 gestart.

In een eerste fase (de 'droge fase' of afbraak van gebouwen en wegen van de voormalige marinebasis;13/09/1999 – 28/01/2000) werden 50.000m³ gebouwen, 14.000m² betonwegen en 3600m ondergrondse pijpleidingen verwijderd. De sloopwerken werden voorafgegaan door het verwijderen van giftige en gevaarlijke stoffen in en om de gebouwen.

De tweede fase van het natuurherstel (de 'natte fase' of verwijdering van haveninfrastructuur van de voormalige militaire haven; 18/09/2000 – 18/03/2001) in het Vlaams natuurreservaat bestond erin acht aanlegsteigers, 1,3 km (20.200m²) kademuren langsheen de oost- en zuidrand van het voormalige tijdok, een scheepshelling voor schepen tot 500 ton en 4500 m² wegeninfrastructuur te verwijderen en 178.000 m³ grond af te graven in de omgeving van de voormalige scheepshelling; 143.000m³ van dit materiaal werd hergebruikt voor duinaanleg ten noorden van het voormalige tijdok (op de bouwputten van de voormalige marinebasis en als zanddijken; klei wordt gedeeltelijk gebruikt ter versteviging van delen van de basis van de zanddijk); oppervlakkige licht kleihoudende zoden met duingrasland- en mosduinvegetatie werden gerecupereerd ter afdekking van de aan de noord- en noordoostrand van het voormalige tijdok aangelegde zanddijken; de rest werd afgevoerd.

De derde fase (4 januari 2002 – 14 oktober 2002): afgraving en afvoer van 250.000 m³ opgespoten materiaal in het zuidoostelijk deel; het in dit opgespoten terrein aanwezige duinzand (ca. 58.000m³) werd hergebruikt voor de zeewerende zanddijk aan de oostrand van het gebied met een gemiddelde hoogte van 8.50m TAW

De vierde fase (beëindigd op 02/03/2004) bestond uit het afwerken van de werken, ondermeer met aanleg van kunstmatige duintjes in het hoog-intertidaal, afwerking van de oostelijke zanddijk en gedeeltelijke afgraving van een langwerpig-driehoekig restant opgespoten terrein tussen nieuw en oude schor in het zuidwesten (totaal ca. 83.000m³ opgespoten materiaal); dit materiaal werd afgevoerd.

[4] Integraal kustreservaat: een planologisch en juridisch beschermd, eventueel natuurtechnisch beheerd gebied, dat alle plaatselijk voorkomende, zowel mariene, estuariene als terrestrische componenten van het kustecosysteem omvat (Herrier 1994)

De luchtfotoreeks FCIR, 28 juli 2002 is een weergave van de toestand na fase 3, de reeks FCIR 29 juli 2004 is een weergave van de eindtoestand na alle grootschalige natuurherstelwerken in het studiegebied. Het globale oppervlaktebeslag van de ingrepen is weergegeven in tabel 5.1.
De gebieden die door de natuurherstelwerken rechtstreeks beïnvloed werden zijn weergegeven in fig. 5.1.

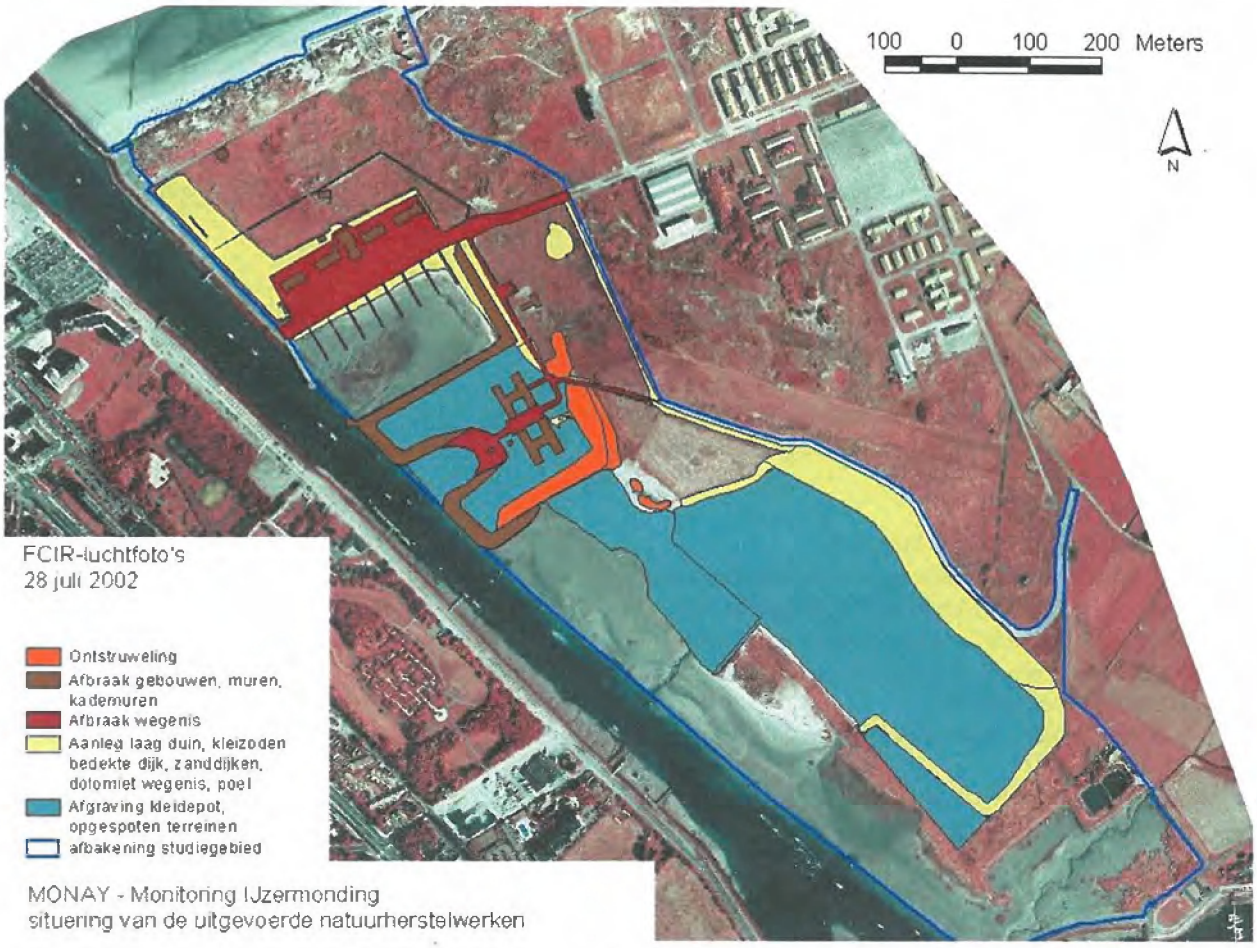
Tabel 5.1 – Oppervlakte-impact van de verschillende natuurherstelwerken, uitgevoerd in de periode 1999-2004. Sommige werkzaamheden overlappen elkaar ruimtelijk; het totaal bewerkte oppervlak bedraagt 28,576 ha.

herstelmaatregel	Periode	Ha
Ontstruweling	1999-2001	1,100
Afbraak		5,332
Gebouwen	1999-2000	0,667
Muren	1999-2000	0,096
Wegenis (incl. basis gebouwen)	1999-2000	3,187
Kademuren	2000-01	1,302
Infrastructuur (steigers)	2000-01	0,080
Afgraving		22,860
Opgespoten terrein, omgeving voormalige scheepshelling	2000-01	6,250
Kleidepot	2000-01	2,607
Opgespoten terreinen, zuid	2002	13,169
Opgehoogd terrein, zuidwest	2002-03	0,834
Aanleg		8,375
Duin noord van oost-west verbinding	2000-01	2,751
Kleizoden belegde zanddijk	2000-01	1,297
Zanddijken, oost	2001-02; 2002	3,729
Dolomiet weg	2001	0,446
Drinkpoel	2001	0,152
Totaal bewerkte oppervlakte		28,576

Na de herstelwerken kan op basis van de LIDAR-DEM (18 december 2002) en handmatige correctie op basis van de luchtfoto's van 2004 voor wat betreft de na december 2002 nog afgegraven deelgebieden, berekend worden hoeveel oppervlakte van potentieel slik, schor, schor-duinovergang en duin binnen het studiegebied gecreëerd werd. Hiervoor definiëren we slik als het gebied beneden de gemiddelde dood tij hoogwaterlijn (3,92m TAW; komt ongeveer overeen met de ondergrens van het voorkomen van slijkgrasvegetaties), het schor als het gebied tussen DHW en de springtij hoogwaterlijn (4,86m TAW), de schor-duinovergang als het gebied tussen SHW en de hoogste hoogwaterlijn (6,14m TAW) en duin als het gebiedsdeel boven HHW. Deze schatting is weergegeven in tabel 5.2.
Op basis van een overlay van de tijdens de natuurherstelwerken bewerkte oppervlakte en de uitgangssituatie 'vegetatiekartering 1996) kan ook berekend worden welk percentage van de respectievelijke karteringseenheden gebleven is, er vanuit gaand dat de vegetatie inmiddels niet wijzigde (b.v. wegens beheer of successie). Deze veranderingen zijn weergegeven in tabel 5.3.

Tabel 5.2 – Dankzij de natuurherstelwerken gecreëerd potentieel oppervlak aan slik, schor, schor-duinovergang en duin op basis van gemiddelde tijlijnen bepaald aan de hand van het DTM van 2002 en handmatig gecorrigeerd voor de uiteindelijke situatie in 2004.

intergetijdengebied	**potentieomschrijving**	**Oppervlak in ha**
< 392cm TAW (< GDHW)	slik	15,73
392 - 486cm TAW (< GSHW	schor	14,67
486 – 614cm TAW (< HHW)	schor-duinovergang	5,29
> 614cm TAW	duin	29,28
totaal		64,97



Figuur 5.1 - Vlaams natuurreservaat De IJzermonding, situering van de tussen 1999 en 2003 uitgevoerde natuurherstelwerken; verscheidene ingrepen overlappen elkaar, maar belangrijk is dat alle ingekleurde gebiedsdelen ingrijpende veranderingen ondergingen, die de oorspronkelijke vegetatie integraal deed verdwijnen. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 5.1 in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Tabel 5.3 - Oppervlakte in ha van karteringseenheden binnen de grenzen van het studiegebied voordat de herstelwerken werden uitgevoerd (op basis van de vegetatiekartering in Hoffmann et al. (1996)) en het deel daarvan dat werd verwijderd ten gevolge van de herstelwerken (zie fig. 5.1). Het is mogelijk dat hetgeen dat gebleven is, inmiddels geëvolueerd is naar een andere vegetatietype en daarom in 2002/2004 anders gekarteerd is geworden.

type	Omschrijving	opp. 1996	verwijderd (1999-04)	onbewerkt gebleven	gebleven (%)
A1	Stuifduinvegetatie met dominantie van Helm	4,02	0,46	3,56	88,6
C1	Vervilt grasland met dominantie van Gewoon struisriet	2,09	0,72	1,37	65,5
C2	Vervilt grasland met dominantie van Zandzegge	0,19	0,19	0	0,0
C4	Vervilt grasland met dominantie van (Strand)kweek	0,08	0,08	0	0,0
F1	Oevervegetatie met dominantie van Riet	1,26	0,50	0,76	60,1
G1	Mesofiel basisduingrasland van min of meer kalkrijke duinen	3,17	1,04	2,13	67,2
H3	Rijp en vitaal, minder dan manshoog duindoornstruweel	0,07	0,007	0,063	90,3
H4	Rijp en vitaal, meer dan manshoog duindoornstruweel	0,05	0,05	0	0,0
H5	Vitaal vlierstruweel	1,42	1,38	0,04	2,7
M1	Slijkgrasvegetatie	0,52	0	0,52	100,0
M2	zeekraal-schorrenkruidvegetatie	0,75	0,06	0,69	91,9
M3	Laag schor met lamsoor, gewoon kweldergras en zulte	0,84	0	0,84	100,0
M4	Hoog schor met Dunstaart, Melkkruid en Zilte rus	0,07	0	0,07	100,0
M5	Hoog schor met dominantie van Strandkweek	1,64	0	1,64	100,0
N.T.	Niet opgenomen (dijklichaam, ijzer, polder)	2,43	1,15	1,28	52,8
O1	Stuifduin of stuifkuil	1,05	0,04	1,01	95,9
O2	Kunstmatige vegetatieloze structuren (paden, afgegraven duinen, ...)	0,08	0	0,08	100,0
O3+O4	Onbegroeid slik en zand	13,39	0,44	12,95	96,7
Q	Bebouwd oppervlak (incl. wegenis)	7,42	6,64	0,78	10,5
R1	dauwbraamvegetatie (dauwbraam aspectbepalend)	1,94	0,49	1,46	75,0
T1	Mosduin, jonge, dynamische fase van de kalkrijke duinen met groot duinsterretje	5,80	2,57	3,23	55,7
T4	Mosduin, lichenenfase van kalkrijke duinen met gevorkt heidestaartje	2,89	1,49	1,40	48,6
U1	Droge, nitrofiele ruigte met grote brandnetel, hondsdraf, akkerdistel, ...	2,51	0,87	1,64	65,4
W	Water(vegetatie)	0,26	0	0,26	100,0
WF	Water- en oevervegetatie	0,07	0,001	0,07	98,5
X2	Soortenarm, droog grasland met dominantie van engels raaigras	10,11	9,54	0,57	5,7
Y	Aanplant van struiken	0,08	0,08	0	0,0
Z	Loofbosaanplant	0,07	0,07	0	0,0
Z5	Loofbosaanplant van grauwe abeel	0,71	0,71	0	0,0
	Totaal	64,97	28,58	36,39	56,0

6 Globale monitoringmethoden

Maurice HOFFMANN

In het projectvoorstel werd een globale methodiek voorgesteld, die tijdens de uitvoering van het project zo nauwkeurig mogelijk werd gevolgd. Hier en daar zijn echter afwijkingen, die het gevolg zijn van het kaderen van de monitoringstudie in het scriptiewerk van eindejaarsstudenten of het gevolg van praktische overwegingen bij de verschillende partners in het project. Specifieke informatie over de bemonsteringsmethoden zijn weergegeven in de betreffende onderdelen.
In Hoffmann et al. (1996: 92-94) wordt reeds aangegeven dat opvolging van de ingrepen cruciaal is en wordt aangegeven welke items met name opgevolgd dienen te worden. Kanttekening daarbij is dat beschrijven van de situatie vóór de ontmanteling van scheepshelling en tijhaven niet meer kon gebeuren binnen het monitoringproject. De uitgangssituatie is in 1996 wel gebiedsdekkend vastgelegd voor de vegetatie (zie hs. 3).
Globaal volgen we de door Hoffmann et al. (1996) aangegeven prioriteiten, rekening houdend met eventueel gewijzigde uitvoeringsmodaliteiten, die afwijken van het oorspronkelijke plan. Belangrijk daarbij is de basisfilosofie van het natuurherstelplan, nl. creatie van een gunstige uitgangssituatie voor het optimaliseren van de expressie van ecologische gradiënten, gevolgd door zoveel mogelijk spontane ontwikkeling.

De volgende condities werden opgevolgd: sedimentatie en erosie, topografie (hs. 7), grondwater (hs. 8) en zaadbank van het intertidaal (hs. 9). Als relevant of indicatief geachte biologische responsvariabelen werden flora (hs. 10), vegetatie (hs. 11), terrestrische loopkevers, spinnen en vliegen (hs. 12), macrozoöbenthos (hs. 13) en avifauna (hs. 14) opgevolgd. Als spin-off werd ook nagegaan of er een relatie is vast te stellen tussen de macrozoöbenthosfauna en de daarop predaterende avifauna (hs. 15). We bespreken hier eerst de globaal toegepaste monitoringtechnieken, waarna we de resultaten en evaluatie van de individuele variabelen bespreken. Deze worden gevolgd door een geïntegreerde evaluatie en suggesties voor de verdere beheersingrepen (hs. 16).

6.1 Monitoringmethoden

Globaal zijn twee monitoringniveaus te onderscheiden:

- De gebiedsdekkende monitoring door opvolging van flora en vegetatie, sedimentatie en erosie, arthropoden, avifauna en macrozoöbenthos en de relatie met foerageergedrag van avifauna. Het studiegebied werd in de mate van het mogelijke in gelijke deelgebieden ingedeeld om vergelijking van verschillende monitoringvariabelen achteraf mogelijk te maken; dit was vooral belangrijk voor de vergelijking van foeragerende avifauna en macrozoöbenthos;
- De gedetailleerde monitoring van een aantal transecten loodrecht op de ecologische gradiënten die in het gebied gecreëerd of hersteld werden van sedimentatie- en erosie, flora en vegetatie, arthropodenfauna van schor en duin en het macrozoöbenthos van de slikken en zandplaten; voor arthropoden, vegetatie en topografie van schor en duin werden dezelfde transecten gebruikt, met dien verstande dat de arthropodenbemonstering zodanig werd uitgevoerd dat de vegetatie er niet door verstoord werd. Gelet op het complete disjunct zijn van de te bemonsteren gebieden werden macrozoöbenthos (onbegroeid slik) en vegetatietransecten (begroeid schor en duin) onafhankelijk van elkaar gekozen en dit in functie van een optimale bemonstering van beide variabelen.

6.2 De gebiedsdekkende monitoring

Voor de gebiedsdekkende monitoring van de vegetatie wordt vertrokken van de beschikbare luchtfoto's. Om de uitgangssituatie te beschrijven werd gebruik gemaakt van de FCIR-luchtfotoreeksen van 10 juli en 3 augustus 1994 (Eurosense, schaal 1:2000). FCIR-luchtfotoreeksen van 28 juli 2002 (Eurosense, schaal contactafdruk 1:5000) en 29 juli 2004 (Aerodata, schaal contactafdruk 1:10.000) werden gebruikt voor de opvolging van de vegetatieveranderingen. De luchtfotoreeksen werden gebruikt om 1. de vegetatie en specifieke flora-elementen in kaart te brengen, 2. om de verschillende elementen eenvoudig en eenduidig over te kunnen brengen in een GIS-systeem (ArcView) en 3. als basis voor het veldkarteringswerk.

De gebiedsdekkende monitoring behelst verder uitgebreide veldsessies met vegetatiewaarnemingen en topografische metingen. De interpretatie van foto-eenheden wordt vertaald in vegetatie-eenheden en de reliëfinterpretatie van de luchtfoto's wordt effectief door topografische opmeting gecontroleerd. Een gebiedsdekkende topografische opmeting gebeurde op basis van het LIDAR-DEM (18 december 2002).

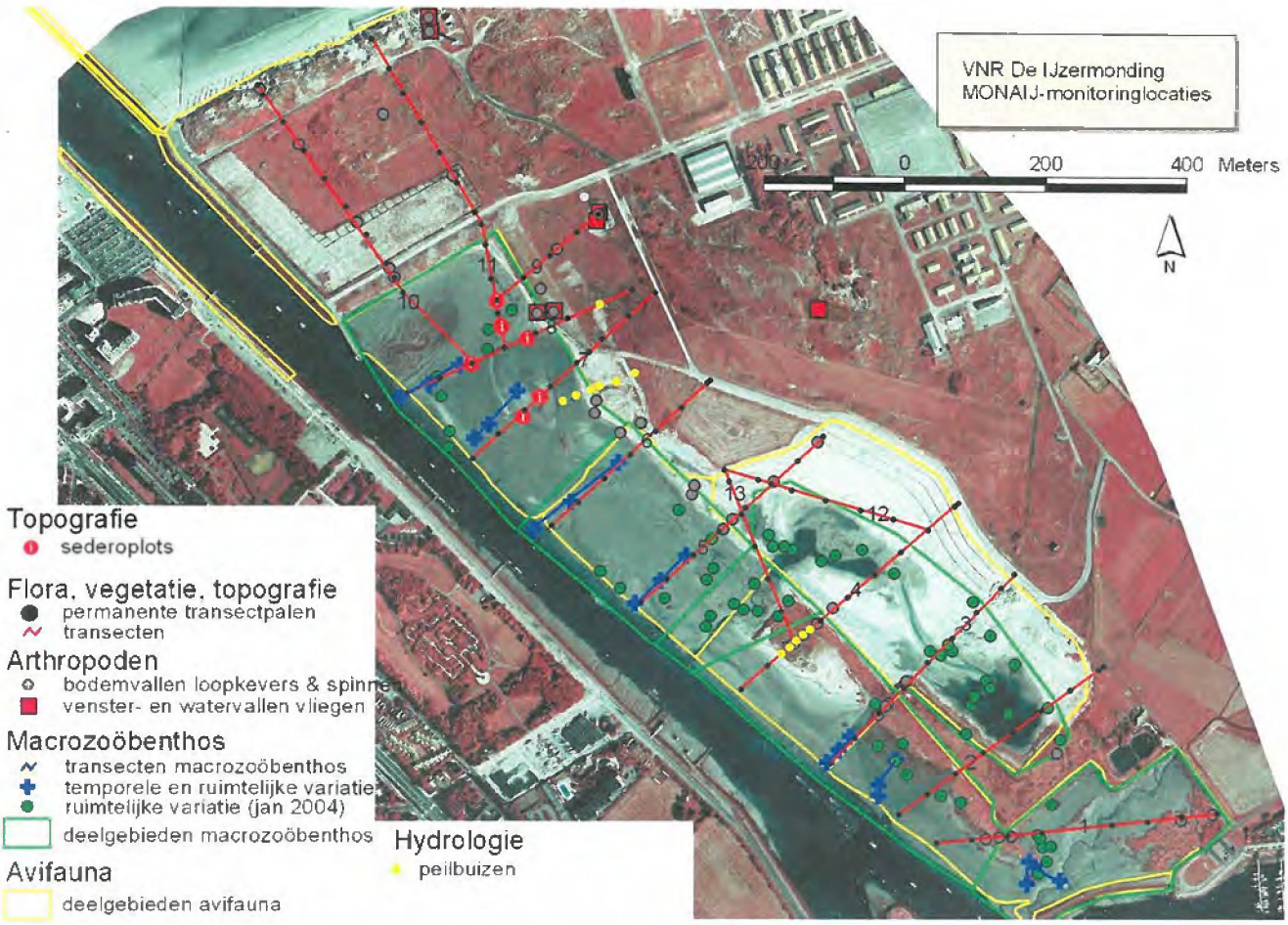
Gebiedsdekkend werden watervogels (inclusief gedragswaarnemingen) en broedvogels opgevolgd. Water- en wadvogeltellingen werden gedurende de hele projectperiode geteld met een gemiddelde telfrequentie van minimaal elke twee weken.

6.3 Het transectonderzoek

Om de veranderingen in abiotiek en biotiek meer in detail te monitoren werden verschillende transecten uitgezet (zie fig. 6.1). Deze werden gekozen in functie van de ingrepen die uitgevoerd of gepland waren op het terrein. Het aantal transecten werd zodanig gekozen dat ze samen representatief zouden zijn voor de veranderingen die ter plaatse verwacht mochten worden.
De transecten beginnen meestal zo dicht mogelijk bij de gemiddelde laagwaterlijn van de IJzer en lopen steeds tot aan de oost- of noordrand van het reservaat. De oostelijke delen van de oost-west verlopende transecten werden pas in de studie betrokken nadat de natuurherstelmaatregelen er werden uitgevoerd. Het had geen zin om de situatie daar vroeger op te nemen omdat de situatie daar volledig veranderde (hoog opgespoten terrein werd intertidale vlakte). Dit betekent dat delen van transecten pas gebruikt werden vanaf 2003.
Volgende abiotische aspecten werden bepaald:

- sedimentatie- en erosieprocessen en reliëfwijzigingen werden in een continuüm langsheen het intertidale deel van het transect opgevolgd door de transectlijnen elk jaar in de zomer topografisch in te meten;
- in de transecten waar tijdens het monitoringproject visueel werd vastgesteld dat sterke sedimentatie of erosie optrad (transect 7, 8 en 11) werden enkele zgn. sederoplots opgesteld, ter hoogte waarvan maandelijks topografische opmetingen werden gedaan;
- de transecten werd elk jaar onderzocht op vegetatie- en floraontwikkelingen door middel van een dicht net van permanente kwadraten;
- op voor de verschillende globale en structureel afgebakende habitats representatieve plaatsen werden in dezelfde transecten de loopkevers, spinnen en vliegen van schor en duin opgevolgd;
- in een selectie van twee transecten zijn continue grondwatermetingen gebeurd, waarbij grondwaterfluctuaties werden geregistreerd. Op twee plaatsen in beide transecten en in functie van de overstromingsgradiënt werd elektrische geleidbaarheid (EC) gemeten. Deze semi-continue registratie gebeurde door middel van divers, die in peilbuizen werden bevestigd.

Biotische aspecten werden opgevolgd in functie van de optredende microgradiënten in de transecten Daarbij werd er wel naar gestreefd om alle biotische aspecten binnen dezelfde onderdelen van de respectievelijke transecten op te volgen.
Hierna wordt eerst ingegaan op de condities (erosie en sedimentatie, topografie, hydrologie, zaadbank), waarna de biologische responsvariabelen (flora, vegetatie, arthropoden van schor en duin, macrozoöbenthos en avifauna) behandeld worden.



Figuur 6.1 – VNR De IJzermonding, monitoringlocaties en -transecten gebruikt voor de verschillende condities en responsvariabelen, met waarnemingspunten voor het arthropodenonderzoek op schor en duin, de deelgebieden onderscheiden voor het gebiedsdekkend avifaunadeel en de geïnterpreteerde deelgebieden voor de macrozoöbenthosstudie gebaseerd op een visuele inschatting van de storingsgraad van het betreffende intertidale gebied en de bemonsteringspunten voor de ruimtelijke en temporele variatie in de macrozoöbenthosfauna; als achtergrond wordt de toestand op 28 juli 2002 weergegeven (FCIR-luchtfoto). Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 6.1 in A3-formaat.

7. Monitoring van condities: sedimentatie, erosie en topografie

Erik TOORMAN, Sam PROVOOST, Wim DE BELDER, Jaak MONBALIU & Stefanie ADAMS

7.1 Inleiding

Dit hoofdstuk is ondermeer gebaseerd op het werk uitgevoerd door het Laboratorium voor Hydraulica van de K.U.Leuven tijdens de periode 1 juli 2001 tot 30 juni 2004. Hun opdracht bestond uit het verzamelen van gegevens betreffende de evolutie van de sedimentologie van het intergetijdengebied van de IJzermonding. Het hoofdstuk werd grondig aangevuld met gegevens verzameld in het kader van het macrozoöbenthos en de topografie (Onderzoeksgroep Mariene Biologie van de Universiteit Gent en Instituut voor Natuurbehoud). In de tekst wordt verwezen naar transecten, deze stemmen overeen met deze weergegeven in fig. 6.1.

Sinds de zomer van 2001 werden door verschillende projectpartners topografische en sedimentologische data van de intertidale zone van de IJzermonding verzameld om inzicht te verwerven in de morfologische evolutie van het gebied. Een eerste stap werd gezet in het ontwikkelen van een methodologie om gebiedsdekkende informatie te bekomen over de sedimentsamenstelling uit de analyse van hyperspectrale luchtopnamen. Verder werd een computermodel opgezet waarmee in de toekomst sedimentatie en erosie kan worden gesimuleerd voor de hele IJzermonding. Een eerste reeks nodige gegevens voor dit model werd bekomen door metingen van stroomsnelheden en sedimentkarakteristieken in het water.

Om de sedimentatie- en erosieprocessen goed te kunnen inschatten is het noodzakelijk de hydrodynamica en de fysische karakteristieken van het gebied te kennen. Zowel de kenmerken op de schorren en slikken als in de diepere delen van de IJzermonding zijn belangrijk.
Hiertoe werd gezocht naar eventueel beschikbare data, maar die bleken zeer karig te zijn. Bijkomende gegevens werden verzameld tijdens meetcampagnes op het land van het intertidale gebiedsdeel en vanaf het water. De landmetingen dienen om informatie in te winnen over topografische en morfodynamische veranderingen. De metingen in de waterkolom dienen om inzicht te verwerven betreffende de uitwisseling van sedimenten tussen land en water (IJzer en zee).

7.1.1 Sedimentbudget bepalende factoren en gebiedseigen deelgebieden

Een van de belangrijkste vragen waarop een antwoord wordt gezocht is hoe het gecreëerde intertidaal gebied zal evolueren: komt er sediment bij, gaat er weg of blijft de gecreëerde toestand min of meer stabiel? Het komt er dus op aan een balans te maken van het sediment binnen het gebied. Dit houdt een analyse in van de huidige toestand en van de verschillende bronnen en putten (source-sink analyse).
Om dit sedimentbudget op te stellen, dient men eerst een kwalitatief inzicht te verwerven betreffende alle relevante processen. Deze kwalitatieve beschrijving kan als volgt worden opgebouwd:

Het huidige slikken- en schorrengebied kan men best opsplitsen in een aantal deelgebieden op basis van de toestand voor en na de afbraak van de oude marinebasis en de daarop volgende grondwerken. Volgende deelgebieden kunnen worden onderscheiden en worden steeds vertegenwoordigd door een of meerdere van de onderzoekstransecten:

- De Kreek van Lombardsijde met haar slikken en schorren: in dit meest zuidelijk gelegen gedeelte van het reservaat werd niet ingegrepen (transect nr. 1 > 100m).

- Het oorspronkelijke slik en schor ten zuiden van de voormalige marinebasis (westelijke delen van de transecten 1-6); in het gedeelte tussen transecten 1 en 4 werd niet ingegrepen.
- Een klein duin ten noordwesten van de oude schor (westelijk deel van transect 4).
- De ruime omgeving van de voormalige scheepshelling: de dijken eromheen werden afgegraven (transecten 6-8).
- Het voormalige tijdok: dit werd in de noordoostelijke hoek aangevuld met klei uit de afgraving van een oud kleidepot elders op het terrein (transecten 8-11)
- De inlandse lagune: deze werd gecreëerd door afgraving van het zuidoostelijk terrein achter de oude dijk (transecten 2-5). Een kreekje, oorspronkelijk ontstaan aan een 'duinvoetbronnetje', is spontaan uitgegroeid tot verbindingskreek naar de lagune, door toedoen van een springtij (tussen de transecten 4 en 5).

Er kunnen een aantal processen en randvoorwaarden omschreven worden die de sedimentatie- en erosieprocessen in de eerste plaats beheersen:

- Bij de overstroming van het intertidaal gebied (onbegroeid slik bij vrijwel elk getij, begroeid intertidaal of schor bij elk tij dat boven GDHW uitstijgt) wordt sediment in suspensie aangevoerd vanuit de IJzer. Onder gunstige (relatief laagdynamische) omstandigheden kan dit bezinken. Anderzijds kan lokaal de stroming sterk genoeg zijn om erosie te veroorzaken. Het geërodeerde materiaal kan in suspensie terug naar de vaargeul afgevoerd worden, waar het mogelijk bezinkt.
- Erosie kan ook worden veroorzaakt door golfwerking. Zowel aan de laagwaterlijn als aan de hoogwaterlijn zijn duidelijke tekenen van erosie en kan men een verband zien met golfslag veroorzaakt door het drukke verkeer aan pleziervaartuigen.
- De vaargeul wordt jaarlijks uitgebaggerd om de toegankelijkheid van de haven te blijven garanderen. De hoeveelheid baggerspecie verdwijnt dus uit het systeem en is dus niet beschikbaar voor eventuele aangroei van het intertidaal. Gegevens zijn beschikbaar over jaarlijkse hoeveelheden gebaggerd materiaal.
- De zee is een potentiële bron van sedimenten. Fluxen aan sedimenten kunnen in principe gemeten worden. In de praktijk is dat echter niet zo eenvoudig. Men dient met redelijk grote nauwkeurigheid concentraties op verschillende hoogtes te meten en dit over een vrij lange periode (grootteorde 1 jaar) om een goed idee te hebben van wat er binnenkomt (en buitengaat) aan sedimenten. Dergelijke meetcampagne viel echter buiten de budgettaire mogelijkheden van deze opdracht.
- Het IJzerestuarium fungeert niet als een natuurlijk estuarium, aangezien opwaarts de haven de natuurlijke instroom van rivierwater wordt gereguleerd d.m.v. een sluizencomplex, dat verhindert dat de achterliggende polders bij hoog water zouden onderlopen. Natuurlijk aangevoerde terrestrische sedimenten bezinken in de wachtkommen voor de sluizen. Sedimentinstroom van landzijde in het mondingsgebied is dan ook verwaarloosbaar.
- Lokaal wordt aanzanding opgemerkt. Mogelijke bron van dit zand is materiaal dat vrij komt door de afkalving van de dijkwanden. Vooral rond het voormalige tijdok zijn er plaatselijk verzakkingen en afkalvingen waarneembaar.
- Eolisch transport kan een belangrijke factor zijn bij de over- of uitstuiving van inter- maar vooral ook supratidale terreingedeelten. Het betreft vermoedelijk vrij lokale processen.
- De zijde van het tijdok dichtst bij de zee is bekleed met zware stenen; men heeft bij de herprofilering van het terrein een laag grond bovenop die bekleding aangebracht; de reden om die harde bekleding niet weg te halen was dat de studie van Hoffmann et al. (1996) aangaf dat er daar wellicht erosie zou optreden; historisch was daar een vrij grote inham (zoals te zien op oude kaarten).
- Bijzondere gebeurtenissen (b.v. een storm) kunnen voor plotse veranderingen zorgen, die de geleidelijke processen in belang kunnen overstijgen. Om dergelijke fenomenen in rekening te brengen is een onrealiseerbare paraatheid van de meetteams nodig. Doorgaans ontbreken dan ook dergelijke gegevens.

Het sedimentbudget kan in principe worden opgesteld op basis van wat er in het gebied binnenkomt en weer uit het gebied verdwijnt. Dit kan op verschillende manieren gebeuren, mits de nodige gegevens voorhanden zijn:

- Uit de regelmatige opmetingen van de topografie van het terrein kan men een totaal budget opstellen van de aangroei of afkalving van het terrein. Gezien de complexiteit van het terrein vraagt dit een dicht meetnet. De elf oorspronkelijke transecten werden jaarlijks opgemeten en kunnen een globaal beeld geven van het sedimentbudget.
- Uit de sedimentfluxen langsheen de laagwaterlijn, die de uitwisseling tussen intergetijdengebied en vaargeul beschrijven, kan men ook een budget opstellen. In de praktijk is dit echter niet eenvoudig. Men kan de nodige informatie winnen door combinatie van veldmetingen en computersimulaties.
- Men kan verder een schatting maken op basis van het sedimentbudget voor de vaargeul en haven op basis van de baggergegevens (hoeveelheden en variatie in bathymetrie), mits men een goede schatting kan maken van de sedimentflux aan de zeerand.

7.2 Materiaal en methoden

7.2.1 Methodologie voor de bodemkarakterisering

Naast de morfologische evolutie van het terrein, is informatie gewenst over de bodemsamenstelling van het intertidale gebied omdat precies de bodemtextuur maatgevend is voor de samenstelling van het macrobenthos en de erop foeragerende avifauna. In het bijzonder wenst men een beeld te verkrijgen over de korrelverdeling van het sediment in de toplaag van het gebied. Kleirijke sedimenten zijn rijk aan nutriënten en vormen een rijke voedingsbodem voor tal van organismen.
De bodemkarakterisering gebeurde in de eerste plaats aan de hand van een aantal staalnames en analyses. Om gebiedsdekkende uitspraken mogelijk te maken, gebeurt in tweede instantie analyse van hyperspectrale luchtopnamen. De resultaten van dit onderzoek in de IJzermonding zijn nog preliminair (zie bijlage 7.2) maar de ervaring uit het onderzoek op de Molenplaat in de Westerschelde (Deronde et al. 2002) leert ons dat via hyperspectrale luchtopnamen een vrij gedetailleerde kartering van de korrelgrootteverdeling kan worden bekomen.

Voor de indeling in textuurklassen wordt gebruik gemaakt van de classificatie van Wentworth:

0-4 µm:	klei;
4-63 µm:	leem (silt);
63-125µm:	zeer fijn zand;
125-250 µm:	fijn zand;
250-500 µm:	medium zand;
500-1000 µm:	grof zand;
1000-2000 µm	zeer grof zand;
< 2000 µm:	grind.

Slib = < 63 µm = klei- en siltfractie samen

Deze indeling wijkt af van de klassieke textuurindeling voor bodems, die de grenzen voor klei, leem en zand respectievelijk bij 2 µm en 50µm legt; de Wentworth classificatie wordt echter courant gebruikt in het onderzoek naar de relatie tussen sedimenttextuur en macrobenthos.

In het kader van dit project zijn vijf reeksen (a tot e) stalen voorhanden. Alle bodemstalen werden gezeefd op een 1 mm zeef om eventuele schelpresten te verwijderen; de fracties 'zeer grof zand' en

'grind' zijn hierdoor eveneens verwijderd. Ze werden daarna geanalyseerd volgens de COULTER LS laser diffractie methode. Een deel van de stalen werd geanalyseerd door de Sectie Mariene Biologie van de Universiteit Gent (Vakgroep Biologie), met name b en c, een deel van de stalen (onderdeel a, d en e) werd geanalyseerd door het Instituut voor Natuurbehoud. Beide opstelling volgen dezelfde procedure, resultaten zijn onderling perfect vergelijkbaar.

a) In het kader van het onderzoek naar de zaadbank (Stichelmans 2002) werden in de periode oktober-december 2001 18 bodemstalen genomen in de hoger gelegen intertidale opnames in de transecten 1, 2, 4-6, 8, 9 en 11. De analyses hebben betrekking op de bovenste 10 cm van het substraat.
b) De KUL heeft in 2001 een reeks sedimentmonsters genomen (bovenste 10 cm van het substraat) van het huidige intergetijdengebied. Van de monsters werd de gelaagdheid visueel geïnspecteerd en beschreven. Daarna werd door de Universiteit Gent (Sect. Mariene Biologie) een korrelanalyse van het gemengde monster uitgevoerd.
c) Voor de studie van de temporele variabiliteit van het macrobenthos werd het gebied ingedeeld in deelgebieden waaraan een verschillende graad van verstoring door de natuurherstelwerken kan worden toegekend (onverstoord: Kreek van Lombardsijde; lage verstoring: slik voor het oude schor; matige verstoring: gebied tussen de nieuw gevormde kreek en transect 6; sterk verstoord: gebied ten noorden van transect 8, inclusief het gebied van de voormalige scheepshelling en het tijdok) en werd het macrobenthos in elk van de onderscheiden deelgebieden telkens langsheen twee transecten opgevolgd. Op elk van de transecten werden drie vaste stations geselecteerd: één hoog intertidaal (+4.5 m MLLWS), één midden intertidaal (+2.5 m MLLWS) en één laag intertidaal (+1 m MLLWS) station. Deze stations werden jaarlijks elk met drie stalen bemonsterd in oktober 2001, september 2002 en januari 2004. Steeds werd op ieder station ook een sedimentstaal verzameld met behulp van een steekbuis met diameter 3.6 cm en een diepte van 10 cm. Het beperkte aantal van 22 locaties in 2 transecten per deelgebied dat op drie tijdstippen werd bemonsterd, werd gebruikt om een inschatting te doen van de variabiliteit in sedimentsamenstelling in de tijd.
In januari 2004 werd een groot aantal extra sedimentstalen genomen, waaronder een 23-tal in de door de herstelwerken gecreëerde lagunaire zone en een 37-tal extra stalen in de geëxponeerde intertidale gebieden. Daarmee waren 82 sedimentstalen beschikbaar voor een ruimtelijke weergave van de sedimentvariatie in het gebied.
d) Vanuit het IN werden in augustus 2004 op 37 locaties stalen genomen als ground truth voor eventuele verwerking van de op 8 juli 2004 in opdracht van AWZ gemaakte hyperspectrale opname met de AISA-eagle sensor (HYPERKART-project, Kissiyar et al. 2005). Op elke (cm-nauwkeurig met rtk-GPS ingemeten) locatie werden het sediment aan de oppervlakte (bovenste cm) en in de bovenste 10 cm bemonsterd.
e) Bij het opnemen van de vegetatie in juli en augustus 2005 werden ter hoogte van de transectopnames 372 bodem-mengstalen genomen die ondermeer op korrelgrootte werden geanalyseerd; de bodemstallen werden opgedeeld in een bovenste 5 en onderste 5 cm en verder behandeld volgens dezelfde procedure als hierboven vermeld.

De metingen van de sedimentsamenstelling zijn te onvolledig op een beeld te krijgen van het volledige gebied. De monitoringperiode, die deels binnen de periode van de uitvoering van natuurherstelwerken viel, is bovendien te kort om reeds eensluidende conclusies te trekken over een systeem dat zich nog in een labiele toestand verkeerd. In het bijzonder de aanleg van de lagune, die pas in 2003 werd afgewerkt, heeft voor veel verstoring gezorgd, die aan het eind van de monitoringperiode nog niet 'verwerkt' was door het systeem.
Sinds 2001 wordt ook een nieuwe baggermethode toegepast voor de IJzergeul, waardoor de wisselwerking tussen vaargeul en slik wordt beïnvloed.
Om die reden werd onder meer geïnvesteerd in het verzamelen van informatie en het opstellen van een methodiek die een meer gebiedsdekkende interpretatie toelaat. Deze bestaat uit een luik luchtfotografie en een luik computermodellering.

7.2.2 *Modellering als methodologisch instrument*

De intrinsieke beperkingen van veldmetingen voor het verkrijgen van gebiedsdekkende informatie, kan in principe worden opgevuld door computersimulaties, waarbij het gebied wordt verdeeld over een rekenrooster, waarvan de dichtheid gekozen wordt in functie van de gewenste informatie. Naast de ruimteschaal spelen de tijdschalen een belangrijke rol in de aanpak van de modellering. Aangezien we hier te maken hebben met enorme verschillen in grootteorde, gaande van de turbulentietijdschaal, over die van getijden, doodtij-springtijcycli en seizoenen, naar die van de jaren waarover men de morfologische evolutie wenst te kennen, zal het gekozen model slechts gedeeltelijk antwoorden kunnen geven.
Voor de huidige studie hebben we onderzocht hoe we informatie kunnen bekomen betreffende het sedimentbudget in de IJzer over de korte periode van enkele getijdencycli. Een overeenkomend sedimenttransportmodel omvat in wezen de volgende componenten:

- een hydrodynamisch model dat de stromingssnelheden en waterhoogten in roosterpunten berekent (inclusief een sluitingsmodel voor de schatting van de turbulente menging);
- een sedimentbalans die de concentraties van gesuspendeerde deeltjes in de waterkolom, evenals de fluxen met de bodem (d.w.z. sedimentatie en erosie) en de open randen van het rekendomein (hier de zee), berekent.

De aard van het model bepaalt welk soort informatie dient verzameld te worden. In ons geval werd de volgende lijst samengesteld:

- De grenzen van het rekendomein worden gegeven door:
  - de bathymetrie van de bodem tot aan de hooghoogwaterlijn (HHW, inclusief de positie van vaste oevers)
  - de keuze van de opwaartse (landzijde) en afwaartse (zeezijde) grenzen
- Parameters van het hydrodynamische model:
  - diffusiecoëfficiënt (menging): afhankelijk van gekozen type turbulentiemodel
  - densiteit van het water, rekening houdend met zoutgehalte en concentraties aan gesuspendeerd materiaal
  - bodemwrijvingsparameter
- Parameters van de sedimentbalansvergelijking:
  - diffusiecoëfficiënt: afhankelijk van gekozen type turbulentiemodel
  - bezinkingssnelheid (onderscheid dient gemaakt te worden naar gelang men een dieptegemiddeld of een 3D model gebruikt)
  - sedimentatieparameter in geval van een dieptegemiddeld model (de zogenaamde "kritische schuifspanning voor sedimentatie": deze parameter bepaalt in feite welke fractie van het sediment in de waterkolom door turbulentie in suspensie kan worden gehouden)
  - erosieparameters: erosieweerstand (kritische schuifspanning, in functie van bodemkarakteristieken) en erosiesnelheid
- Randvoorwaarden voor het model:
  - Waterhoogte in functie van de tijd (getijdenkromme) aan de zeewaartse rand (er is een tijpost binnen het studiegebied);
  - Fluxen of sedimentconcentraties aan de open randen (zeezijde, maar ook de landzijde, waar de sluizen bij laag water worden opengezet);
  - Bodemruwheid.
- Startwaarden voor het opstarten van een berekening:
  - Data in alle roosterpunten van alle variabelen (snelheden, waterhoogten en concentraties).
- Kalibratiedata: bepaalde parameterwaarden kunnen onvoldoende nauwkeurig worden bepaald uit metingen. Door vergelijking van modelresultaten met veldmetingen van de globale variabelen, kunnen deze parameters worden gekalibreerd (tuning van het model)

- Validatiedata: om te testen of het model in staat is andere situaties te simuleren, dient men berekeningen uit te voeren waarbij de parameterwaarden niet meer worden gewijzigd t.o.v. de finale kalibratietoestand. Opnieuw heeft men velddata nodig ter vergelijking.

In het kader van de studie van de sedimentdynamica bestaan er tal van modellen, elk met hun beperkingen. Echter dient het gekozen model te worden opgesteld voor het specifieke studiegebied. Navraag bij diverse instanties leerde dat er voor de IJzermonding geen numeriek model bestaat.
Bovendien blijken er nagenoeg geen meetgegevens te bestaan die nodig zijn voor het opzetten van een model. Bovenstaande lijst bepaalt dan mede de gekozen werkwijze voor het verzamelen van de nodige gegevens. Metingen dienen bijgevolg niet alleen op het land te gebeuren, maar ook op het water. Aanvullend zullen bepaalde karakteristieken in het laboratorium worden bepaald.

7.2.3 Methodologie voor het bepalen van de topografie

Het doel van de topografische metingen is om vast te stellen welke delen van het intergetijdengebied onderhevig zijn aan sedimentatie en welke aan erosie. Mits voldoende gebiedsdekkende data kan men daaruit een sedimentbudget opstellen.
Er werden vijf verschillende soorten data verzameld die samen tot een zo volledig mogelijk beeld van het ganse gebied moeten leiden.

7.2.3.1 Transectmetingen

In het kader van de vegetatie- en topografieopvolging werden 11 (later aangevuld tot 13) transecten uitgezet, die op min of meer gelijke afstand van elkaar liggen en die de belangrijkste karakteristieke doorsneden van het gebied bevatten (fig. 6.1). Van de eerste 11 transecten werden reeds vijf zomers gedetailleerde topografische profielen ingemeten (2001 tem. 2005). In 2001, 2002 en 2003 gebeurde de metingen met een totaalstation (WILD TC1600) vanuit een vast punt op de met helm beplante nieuwe dijk ter hoogte van transect 7 (x=35542.08; y=205781.85; TAW=9.023m). In 2004 en 2005 gebeurde het inmeten met d-GPS (Trimble 5800, met FLEPOS correctie). Als referentie werd ook het met het totaalstation gebruikte vaste punt ingemeten met de GPS. De hoogteverschillen die hieruit voortvloeien liggen in de grootteorde van millimeters en zijn dus verwaarloosbaar ten opzichte van de metingen zelf. De meetpunten liggen op ca. 5m uiteen. Bij de verwerking werd een lineaire interpolatie uitgevoerd waardoor per m een waarde voorhanden is. Deze waarden laten ons toe verschillen te berekenen tussen de meetreeksen.
Meetfouten gerelateerd aan de toestellen en het praktische gebruik ervan liggen in de grootteorde van enkele cm. Voor het totaalstation is vooral de waterpassing van belang (wat gezien de losse zandige bodem en de harde wind geen evidentie is) en, gezien er hoekmetingen aan te pas komen, de afstand van het gemeten punt ten opzichte het station. Uit ervaring blijkt deze fout binnen een afstand van enkele honderden m niet groter dan ca. 2 cm te zijn. De fout op de GPS-metingen is afhankelijk van de satellietconstellatie. De punten worden als 'topo-point' ingemeten waarbij een fout tot 2cm wordt toegelaten. Een tweede bron van fouten is gerelateerd aan microreliëf en bodemgesteldheid. Het soms moeilijk toegankelijke terrein en de variatie in sedimentconsolidatie bemoeilijkt een exacte opmeting van het bodemoppervlak. Ook de ribbels in het terreinoppervlak veroorzaken een zekere fout. Een laatste foutenbron is de interpolatie. Deze verschillende foutenbronnen maken het moeilijk om de fouten op de topografische gegevens te bepalen maar zij wordt geschat op ca. 5cm. Dit betekent dat berekende hoogteverschillen van minder dan 10cm niet met zekerheid als daadwerkelijke verschillen kunnen geïnterpreteerd worden (zie fig. 7.14 en 7.15)

7.2.3.2 Punt-transectmetingen

Tijdens een viertal meetcampagnes (september 2001, augustus 2002, februari 2003 en oktober 2003) werden de hoogtes van de meeste transectpalen gemeten t.o.v. het sedimentoppervlak.

Vanaf de tweede campagne werd bovendien de hoogte bepaald relatief t.o.v. enkele vaste punten door middel van een laser-hoogtemeter. De bedoeling hiervan was de hypothese te testen dat de paaltjes niet verzakten. Er werd een verticale sluitfout van 20 cm vastgesteld, aangezien er een grote afstand moest worden overbrugd.
Enkele paaltjes aan de laagwaterlijn hebben het project niet overleefd ten gevolge van verweking omdat ze het grootste deel van de tijd volledig onder water stonden.

7.2.3.3 Digitaal Terrein Model

Een digital elevation model (DEM) werd opgesteld op basis van LIDAR metingen door VITO (Mol) op 18 december 2002 (dichtheid 1 punt per 4m², verticale standaarddeviatie 5cm).
Oudere LIDAR data van 2000 en 2001 omvatten slechts een klein deel van het reservaat, waarvan niets in het slikken- en schorrengebied, en zijn dus onbruikbaar.

7.2.3.4 Bathymetrische data

Jaarlijks worden bathymetrische data verzameld met de AmphiRanger van Medida in opdracht van AWK ter controle van de baggerwerken. Wij beschikken momenteel over de gedrukte plannen met de data.
De metingen van 02/12/2002, 12/03/2003, 30/06/2003 en 10/09/2003 omvatten ook een aanzienlijke strook tot soms 50 m breed van het slik (van de tijpost tot de "kromme hoek"). De digitale bestanden daarvan werden opgevraagd. Zodra we over de digitale bestanden beschikken, kunnen we de bathymetrische data koppelen aan de andere topografische data. Voor het ogenblik hebben we enkel een digitaal bestand van metingen in 2001 (digitale bestanden beschikbaar vanaf 2001).
Een eerste vergelijking tussen de gegevens van 12/2002 en 09/2003 tonen echter op het eerste gezicht slechts kleine verschillen op de slikstrook.

7.2.3.5 Erosie-sedimentatiemetingen

Op zes locaties (telkens twee locaties op de transecten 7, 8 en 11) werden gedetailleerde metingen van sedimentatie en erosie gedaan met een "Sedimentation-Erosion Table" (SET) (Boumans & Day, 1993; Cahoon *et al*, 2000)[5]. De resultaten vindt men terug in fig. 7.12. De zogenaamde sederoplots bestaan uit drie verticale metalen palen, die gefixeerd zijn in het substraat en waarvan de exacte hoogte in m TAW bepaald wordt. Periodiek wordt de substraathoogte ingemeten tussen de verticale palen op voldoende afstand van deze palen, opdat artefacten door de aanwezigheid van de palen vermeden wordt (meestal veroorzaken de palen een lichte verdieping van het substraat door erosie rond de paal). Hiertoe wordt een geperforeerde buis horizontaal tussen de verticale palen gehangen waarna op vijf punten de afstand tot het substraat wordt gemeten. Dit wordt drie maal herhaald tussen de drie verticale palen. Per meting verkrijgt men zo vijftien metingen, die gemiddeld worden om een nauwkeurige inschatting te krijgen van de hoogte van het substraat. Deze metingen vingen aan op 12 september 2002 en werden tot op heden maandelijks uitgevoerd.

7.2.4 Metingen ten behoeve van modellering van het estuarium van de IJzermonding met bespreking van eerste meetresultaten

7.2.4.1 Metingen op het water

Voor het opzetten van een computermodel van het estuarium dienen heel wat data verzameld te worden in het water. De nodige meetapparatuur en een geschikt vaartuig met kleine diepgang (met

[5] http://www.pwrc.usgs.gov/resshow/cahoon/

name een Rigid Inflatable Boat, RIB) werden ons ter beschikking gesteld door het *Vlaams Instituut voor de Zee* (VLIZ)[6].

7.2.4.2 Snelheidsmetingen

Snelheden werden gemeten met een Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP, type Workhorse Sentinel 600 MHz van *RDInstruments*). Met dit toestel kan men continu langs een bepaald traject verticale snelheidsprofielen meten en fluxen berekenen (Lane *et al*, 1997).
Tijdens de meetcampagne van maart 2003 werden vele transecten gevaren. De data werden verwerkt voor evaluatie van het hydrodynamische model dat in ontwikkeling is (zie verder).

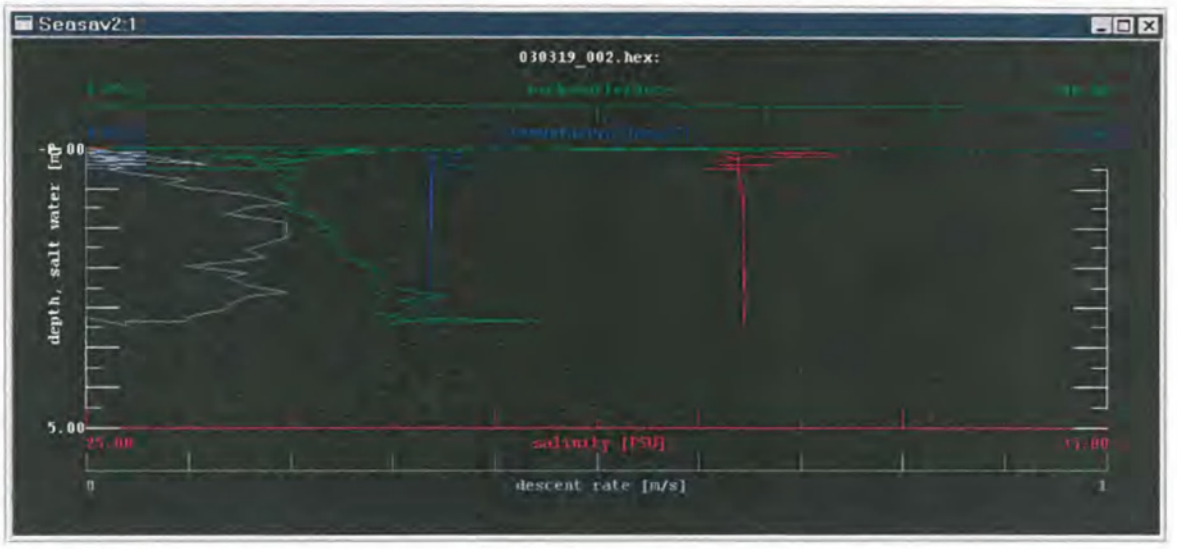
7.2.4.3 Waterkarakteristieken

Er werden profielen van saliniteit (via geleidbaarheidsmeting) en temperatuur gemeten met een CTD (Conductivity, Temperature and Depth) probe (SBE-19 Seacat van *Sea-Bird Electronics*).
Zo goed als alle profielen tonen een zeer homogene verticale verdeling van zowel saliniteit als temperatuur (fig. 7.1). Soms werd een lichte toename in saliniteit van hooguit 5% naar de bodem toe vastgesteld. Stratificatie is dus verwaarloosbaar.
Voor het modelleren impliceren deze resultaten dat men variaties in temperatuur en saliniteit over typische modelleerperiodes kan verwaarlozen. Er dienen dus geen bijkomende vergelijkingen voor zoutbalans en temperatuur opgelost te worden.
Deze metingen zijn daarom van ondergeschikt belang voor de interpretatie van de sedimentologie en werden dan ook niet verder in detail verwerkt.

7.2.4.4 Sedimentconcentraties en korrelverdeling

Verticale profielen van sedimentconcentraties werden gemeten met een Optical Back Scatter (OBS) probe, gemonteerd op de CTD. De ruwe data (backscatterance) vertonen een duidelijke toename van concentratie met de diepte (fig.7.1). Ook de OBS vraagt een uitgebreide kalibratieprocedure die echter buiten de mogelijkheden van de monitoringopdracht lagen.
Bovendien werden watermonsters genomen op verschillende diepten met behulp van een Niskin fles.
In principe zou men uit de verwerking van het signaal van de akoestische backscatter van de ADCP ook de verticale concentratieverdeling langsheen de gevaren transecten kunnen bepalen. Deze procedure is echter zeer omslachtig (Holdaway et al, 1999; Klein, 2003) en vraagt de nodige ervaring en software die niet voorhanden was. Daarom werd ze niet toegepast.

[6] Informatie over de meetinstrumenten kan geraadpleegd worden via de VLIZ website op het URL: http://www.vliz.be/En/Activ/zeelequi.htm



Figuur 7.1 - Voorbeeld van meetresultaat met het CTD toestel

Verticale profielen van korrelverdeling werden gemeten met de LISST-100 (*"Laser In-Situ Scattering and Transmissometry"* instrument van *Sequoia Scientific Inc.*). Deze metingen kunnen ook concentratieprofielen geven ter controle van de CTD meting.
Vroegere metingen door BMM geven SPM ("suspended particulate matter") concentraties in de waterkolom variërend tussen 6 en 200 mg/l, gemeten voor de kust; metingen door Eurosense op 10/07/1991 gaven concentraties tussen 15 (bij eb) en 200 mg/l bij het turbiditeitsmaximum (Hoffmann *et al*, 1996).
Nieuwe SPM concentraties in de waterkolom werden bekomen door filtratie en weging van waterstalen met een Niskin fles vanaf een bootje. Voor de augustus-2001-meetcampagne (24 en 27/08/01) werden waarden gevonden tussen 20 en 70 mg/l. Deze waarden liggen dus binnen de range van de hierboven vermelde oudere metingen.
Tijdens de meetcampagne van maart 2003 werden herhaaldelijk in de dwarstransecten Y5[7] (zeewaartse kant), Y50 (toegang oude jachthaven) en Y60 (Novus Portus kant) watermonsters genomen op dieptes van ongeveer 1 m van het wateroppervlak en 1 m van de bodem. De gemeten concentraties variëren van ca. 20 tot 140 mg/l, met een gemiddelde (over de meetduur van 9 uur, omvattende 3-5 staalnames per sectie en per diepte) van 30 mg/l op 1 m van het oppervlak en 40 mg/l op 1 m van de bodem. (bijlage 7.3). De concentraties zakken tot ca. 20 mg/l bij doodtij, waarbij merkwaardig genoeg weinig stratificatie wordt opgemerkt, en stijgen pas snel bij de piekstroomsnelheden van eb en vloed. Bij de hoge concentraties wordt wel duidelijk stratificatie opgemerkt. Concentratiegradiënten in de lengterichting lijken op het eerste gezicht relatief klein, wat een aanwijzing is voor een goed gemengd estuarium (wat ook bevestigd wordt door de homogeniteit in temperatuur en saliniteit).
De organische fractie werd ook bepaald en varieerde van 15 tot 30% op de totale fractie. Flocculatie zal hierdoor sterk worden beïnvloed: grote vlokken met relatief hoge valsnelheden kan men verwachten.
De LISST-data zijn bij gebrek aan mankracht nog niet verwerkt. Over de korrelverdeling in de waterkolom kan dus geen uitspraak worden gedaan. Naar verwachting zal dit overwegend uit fijn cohesief sediment (en organisch materiaal) bestaan.
Hoffmann *et al.* (1996) maken een schatting van de gemiddelde slibconcentratie als volgt. Met een gemiddelde tijamplitude van iets meer dan 4 m, een oppervlakte van het hele gebied (inclusief vaargeul + haven) van ca. 50 ha, vindt men een kombergingsvermogen van 2 miljoen m^3, waarvan jaarlijks ongeveer 500 000 m^3 uit baggerspecie bestaat. Vermenigvuldigd met ongeveer 700 getijden wordt het totale volume aan instromend water van de grootteorde 1500 miljoen m^3 per jaar bedraagt.

[7] "Y" verwijst naar de transectnummering van de vaargeul, en mag niet verward worden met de MONAIJ-transecten binnen het natuurreservaat.

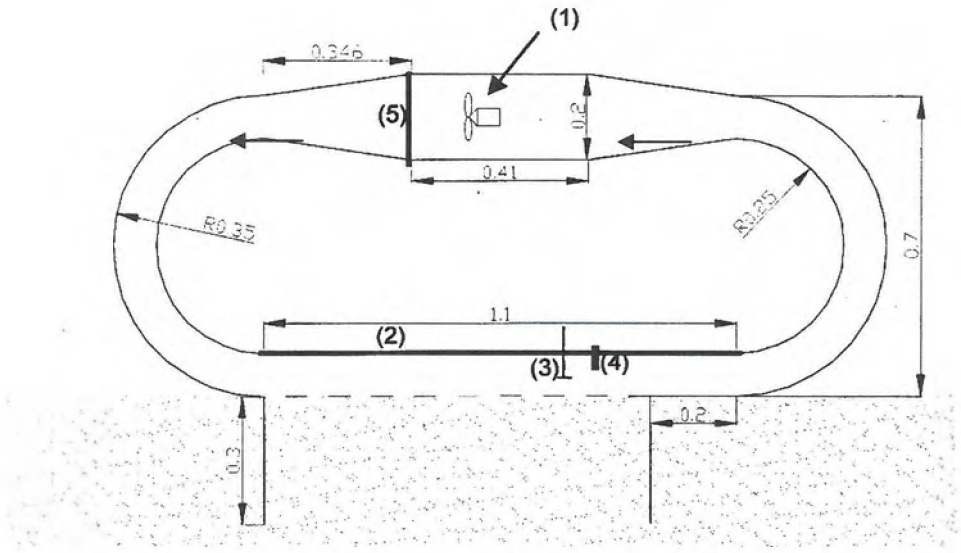
Ervan uitgaande dat al het slib dat de IJzermonding binnengaat bezinkt, en de baggerspecie 325 kg/m^3 droge stof bevat, vindt men een gemiddelde concentratie van de orde 100 mg/l.
Dergelijke hoge waarden werden zelden gemeten in de waterkolom. Als men rekening houdt met het feit dat de laatste jaren de jaarlijkse hoeveelheid baggerspecie ongeveer gehalveerd is (zie verder), dan vinden we nog steeds een lichte overschatting.
Er zijn echter sterke vermoedens dat er een vloeibare sliblaag ("fluid mud") aanwezig is, die moeilijk meetbaar is. Bevuiling van de instrumenten op de bodem tijdens de meetcampagnes en het zeer gemakkelijk opwoelen van sediment door de bootschroef op ondiepe plaatsen, waarbij grote wolken sediment aan het wateroppervlak zichtbaar worden, geven bijkomende aanwijzing hiervoor. Bovendien kan men aan de waterlijn boven het slik (b.v. vanaf de tijpost) duidelijk hoge sedimentconcentraties waarnemen met het blote oog.
Anderzijds kan de overschatting door Hoffmann *et al.* (1996) een gevolg zijn van hun aanname dat er geen sediment terug naar zee wordt afgevoerd. Dit lijkt weinig waarschijnlijk. Toekomstige computersimulaties zouden kunnen verifiëren in welke mate er al dan niet "tidal pumping" (het fenomeen waarbij er accumulatie is van sediment door de getijdenwerking: meer sediment bij vloed wordt aangevoerd dan er bij eb wordt afgevoerd) voordoet.

7.2.4.5 In-situ erosiemeting

Een belangrijke parameter voor de numerieke simulatie van de sedimentologische processen in het studiegebied is de erosieweerstand (kritische schuifspanning voor erosie). De experimentele bepaling van deze parameter is verre van eenvoudig, zelfs niet onder "ideale" gecontroleerde laboratoriumomstandigheden (bv. Torfs, 1995). Het is bovendien onmogelijk om de originele eigenschappen en structuur te behouden, wanneer men bodemmateriaal van het veld naar het laboratorium brengt. Om die reden worden de erosiedeterminanten bij voorkeur in het veld zelf gemeten. Dit is geen eenvoudige zaak omdat de laboratoriumopstellingen hiervoor niet geschikt zijn. Diverse alternatieve opstellingen werden ontworpen door verschillende onderzoeksinstellingen wereldwijd (Cornelisse *et al.*, 1997). Er werd een grondige evaluatie uitgevoerd van bestaande systemen (Schepers, 2003). Aangezien de Universiteit Utrecht hun toestel niet meer gebruikte, werd het ons vrij ter beschikking gesteld. Wij opteerden dan ook dit toestel te leren kennen, alvorens een eigen ontwerp te overwegen.

7.2.4.6 Beschrijving van de In Situ Erosion Flume (ISEF)

Het ISEF toestel van de Universiteit Utrecht (Houwing & van Rijn, 1998) is in feite een met water gevuld gesloten circuit waarvan de stroming wordt aangedreven door een propellerpomp waarvan het toerental kan worden geregeld (fig. 7.2). Het toestel wordt met haar open bodem op het sedimentoppervlak geplaatst. De snelheid wordt stapsgewijs opgevoerd tot erosie van het sediment wordt vastgesteld op basis van de registratie van gesuspendeerd materiaal door een turbiditeitsmeter. Op basis van laboratoriumproeven kan een verband worden gelegd tussen de met een elektromagnetische snelheidsmeter (EMF) gemeten snelheid en de bodemschuifspanning. Verdere details over het toestel kan men vinden in Vanhonacker (2004).



Figuur 7.2 - Algemene dimensies [m] van de ISEF. Met [1] de propeller, [2] de afdekplaat uit plexiglas, [3] snelheidsmeter (EMF), [4] de turbiditeitsmeter, [5] de 'honeycomb'.



Figuur 7.3 - De In-Situ Erosion Flume tijdens de veldmeting in het voormalige tijdok

Het ISEF toestel werd uitgebreid getest in het Laboratorium voor Hydraulica van de K.U.Leuven op zowel cohesieve als niet-cohesieve sedimenten, bij verschillende densiteiten (Vanhonacker, 2004). Het diende op een aantal vlakken te worden aangepast en sommige versleten onderdelen werden vervangen.

Uiteindelijk werd het toestel op 7 april 2004 een eerste keer uitgeprobeerd in het veld (fig. 7.3). Om praktische redenen (bereikbaarheid) werd een locatie in het voormalige tijdok, vlak naast de tijpost geselecteerd voor deze meting. Er werd zowel op een overwegend zandig als een overwegend slibachtig deel van de bodem gemeten.
De resultaten van deze eerste testmetingen geven waarden van de erosieweerstand van de te verwachten grootteorde, in overeenstemming met gegevens in de literatuur en de in het labo uitgevoerde metingen.
Voor de meting op het slib vinden we een erosieweerstand van $0.01\text{-}0.04 < \tau_e < 0.06\text{-}0.16$ Pa, voor de meting op het iets hoger gelegen zand werd gevonden: $0.06\text{-}0.2 < \tau_e < 0.1\text{-}0.3$ Pa, afhankelijk van de waarde van de kalibratieparameter α die de afwijking van het werkelijke snelheidsprofiel t.o.v. een ideale logaritmisch profiel beschrijft (Vanhonacker, 2004).
Het toestel laat enkel toe om boven- en ondergrenzen vast te stellen. Het fijnregelingsmechanisme van de snelheid is onvoldoende om dit interval kleiner te maken.
Het valt op dat de lage erosieweerstand van beide bodems dus van dezelfde grootteorde is als de nauwkeurigheid van het toestel zelf (ca. 0.1 Pa). Dit illustreert nogmaals hoe moeilijk het is om erosieweerstanden van slikken te bepalen.
Een voorlopige analyse van de mogelijke erodeerbaarheid van het slik kan worden gedaan met de eerste modelresultaten. Deze tonen dat men in het intergetijdengebied maximale snelheden haalt van ongeveer 0.25 m/s (zie fig. 7.26-7.27). Dit komt overeen met een bodemschuifspanning van 0.15 Pa (gebruik makend van een Chézy wrijvingsfactor van 65, zoals in het model). Dit betekent dat er inderdaad erosie door stroming mogelijk zou kunnen zijn in de zachte slikdelen, zoals men die vindt in het voormalige tijdok.

7.3 Resultaten van de metingen betreffende sedimentsamenstelling, topografie en sedimentbalans

7.3.1 Bodemsamenstelling

7.3.1.1 Bestaande informatie

In het kader van het vooronderzoek (Hoffmann *et al.*, 1996) werden boringen uitgevoerd in het opgespoten terrein dat werd afgegraven. De 6 m diepe kernen werden laag per laag geanalyseerd. De resultaten zijn te vinden in bijlage 3 van Hoffmann *et al.* (1996). Hierin herkent men onder de toplaag (zand met hier en daar een dunne kleilaag) een oude kleilaag (het oude slik) op duinfacies, strandfacies, wad en zeezand. Dit toont aan dat het slikken en schorrengebied vroeger veel uitgestrekter was, in overeenstemming met de oudste beschikbare kaarten uit de 19de eeuw.
Verder is bekend dat de bodemsamenstelling voor de kust van Nieuwpoort voor >85% uit fijn zand ($125 < d < 250$ µm) bestaat (Hoffmann *et al.*, 1996).

7.3.1.2 Algemene kenmerken van het sediment

De resultaten van 11 parameters, bepaald voor 34 stalen die in 2004 verspreid over het intertidaal werden genomen (cfr. methodiek; stalenset d), werden gebruikt voor een Principale Componentenanalyse (PCA) en een k-means clustering. We gebruiken deze dataset omdat hier naast een korrelgrootteverdeling ook de gehaltes aan organisch materiaal en kalk werden bepaald. Helaas is voor deze dataset geen mediane korrelgrootte bepaald zodat het gebruik van deze parameter hier niet kan geëvalueerd worden.
Tabel 7.1 geeft weer dat verschillende parameters een sterke onderlinge correlatie vertonen. Uit de PCA blijkt dat ongeveer 60% van de variatie in de sedimentstalen kan verklaard worden door 1 enkele samengestelde variabele die sterk negatief gecorreleerd is met alle sedimentklassen kleiner dan 63µm (slib), kalk en organisch materiaal en sterk positief gecorreleerd is met de sedimentklassen tussen 125 en 500 µm (fijn tot zeer fijn zand). Een tweede component (samengestelde variabele) is sterk negatief gecorreleerd met de grovere sedimenten medium, grof en zeer grof zand (tabel 7.2).

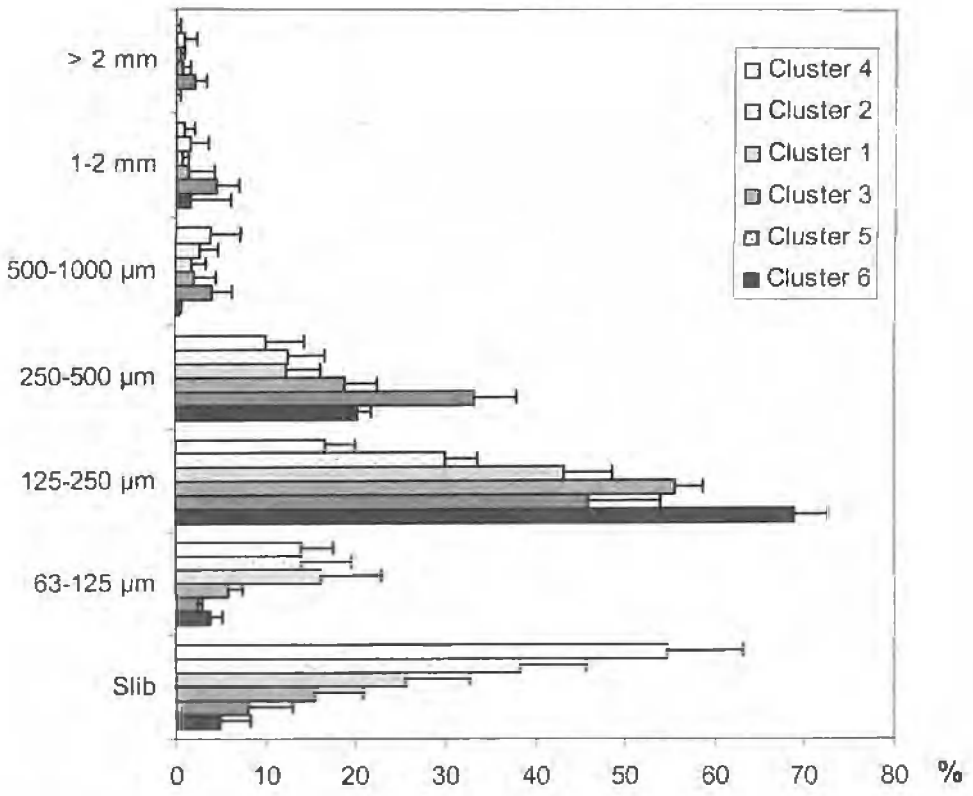
Ook uit de clusteranalyse blijkt dat het verschil tussen de 6 afgebakende sedimentgroepen in belangrijke mate kan weergegeven worden aan de hand van één variabele, de slibconcentratie.

Tabel 7.1 - Correlatiematrix van de parameters bepaald voor 34 sedimentstalen, verspreid over het intertidaal.

	% 0-2 µm	% 2-16 µm	% 16-63 µm	% 63-125 µm	% 125-250 µm	% 250-500 µm	% 500-1000 µm	% 1-2 mm	% > 2 mm	% OM	% kalk
% 0-2 µm		0.96	0.86	0.44	-0.81	-0.71	0.11	-0.21	-0.20	0.80	0.76
% 2-16 µm	0.96		0.94	0.45	-0.88	-0.69	0.22	-0.24	-0.20	0.90	0.84
% 16-63 µm	0.86	0.94		0.66	-0.92	-0.74	0.20	-0.28	-0.23	0.91	0.93
% 63-125 µm	0.44	0.45	0.66		-0.56	-0.72	-0.10	-0.36	-0.25	0.45	0.69
% 125-250 µm	-0.81	-0.88	-0.92	-0.56		0.49	-0.44	0.01	0.00	-0.87	-0.91
% 250-500 µm	-0.71	-0.69	-0.74	-0.72	0.49		0.12	0.41	0.40	-0.59	-0.66
% 500-1000 µm	0.11	0.22	0.20	-0.10	-0.44	0.12		0.36	0.31	0.33	0.33
% 1-2 mm	-0.21	-0.24	-0.28	-0.36	0.01	0.41	0.36		0.30	-0.18	-0.20
% > 2 mm	-0.20	-0.20	-0.23	-0.25	0.00	0.40	0.31	0.30		-0.18	-0.07
% OM	0.80	0.90	0.91	0.45	-0.87	-0.59	0.33	-0.18	-0.18		0.91
% kalk	0.76	0.84	0.93	0.69	-0.91	-0.66	0.33	-0.20	-0.07	0.91	

Tabel 7.2 - Loadings van de eerste 2 Principale Componenten van 11 parameters bepaald voor 34 sedimentstalen, verspreid over het intertidaal.

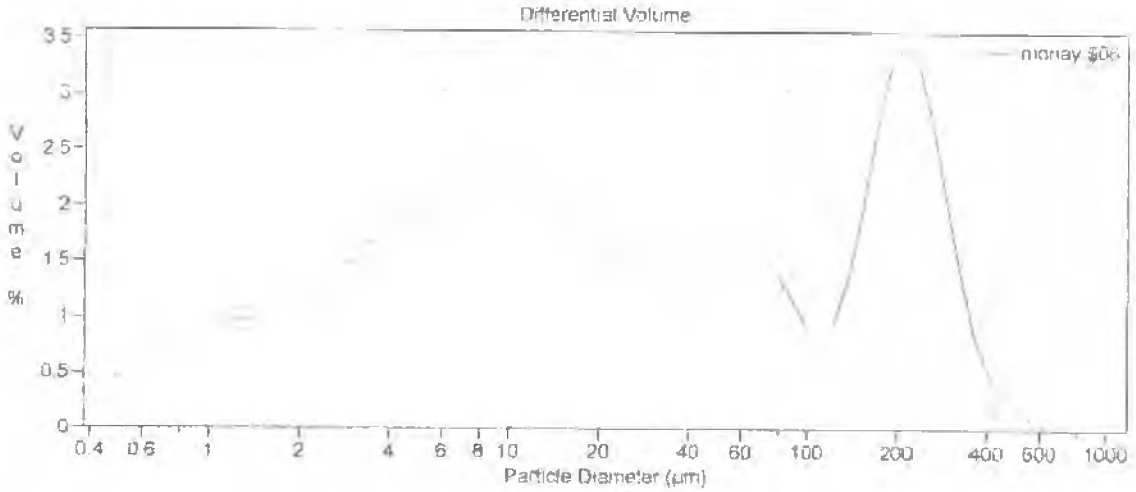
	As1	As2
Eigenwaarde	6.50	2.00
% tot. variantie	59.13	18.22
% 0-2 µm	-0.90	-0.01
% 2-16 µm	-0.95	-0.08
% 16-63 µm	-0.99	-0.02
% 63-125 µm	-0.68	0.34
% 125-250 µm	0.91	0.35
% 250-500 µm	0.78	-0.41
% 500-1000 µm	-0.21	-0.81
% 1-2 mm	0.29	-0.68
% > 2 mm	0.24	-0.64
% OM	-0.92	-0.18
% kalk	-0.95	-0.16



Figuur 7.4 - K-means clustering van 11 parameters bepaald voor 34 sedimentstalen, verspreid over het intertidaal.

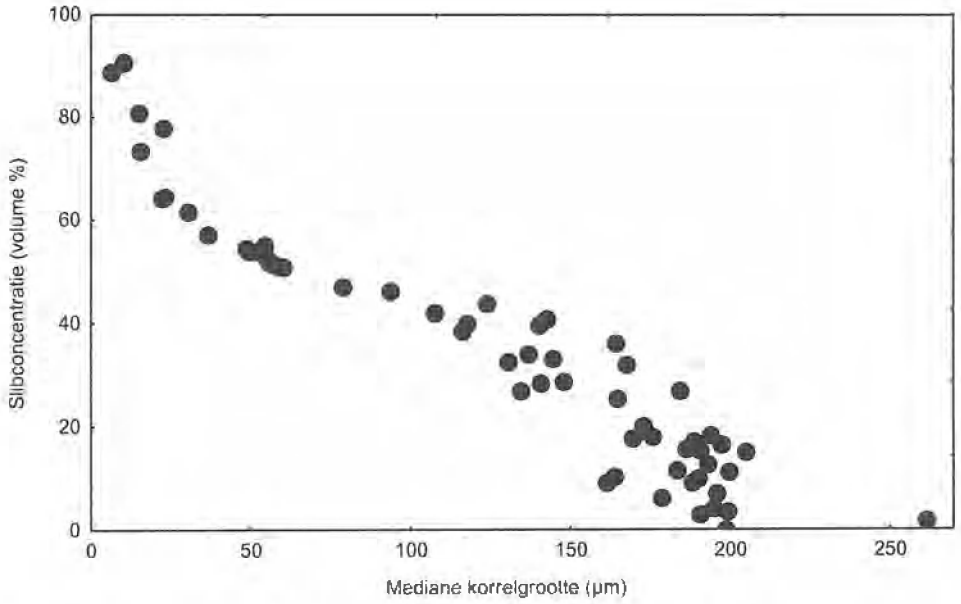
Uit de bodemstalen, genomen door de KULeuven in augustus 2001 blijken steeds drie karakteristieke sedimentfracties aanwezig zijn (fig. 7.5):

- fijn zand met een piekkorrelgrootte van ongeveer 200 µm, rekening houdend met de meetfouten zeer gelijkaardig aan duin- of strandzand,
- een siltfractie met een piekkorrelgrootte van ongeveer 10 µm, die overeenkomt met de siltfractie van de oude sliklaag,
- een siltfractie met een piekkorrelgrootte van ongeveer 60 µm, van tot nog toe onbekende oorsprong. Deze komt maar in kleine hoeveelheden voor in een beperkt aantal stalen.



Figuur 7.5 - Voorbeeld van de korrelverdeling van een bodemmonster (uit de Kreek van Lombardsijde, 08/2001) waar de drie fracties aanwezig zijn, bekomen met de Coulter Counter.

De slibconcentratie in de sedimenten is sterk negatief gecorreleerd met de mediane korrelgrootte (Spearman R: -0.95; p<0.0001) (fig. 7.6). De relatie tussen de sedimentologie en het macrobenthos (hoofdstuk 13) wordt daarom verder besproken aan de hand van de mediane korrelgrootte.

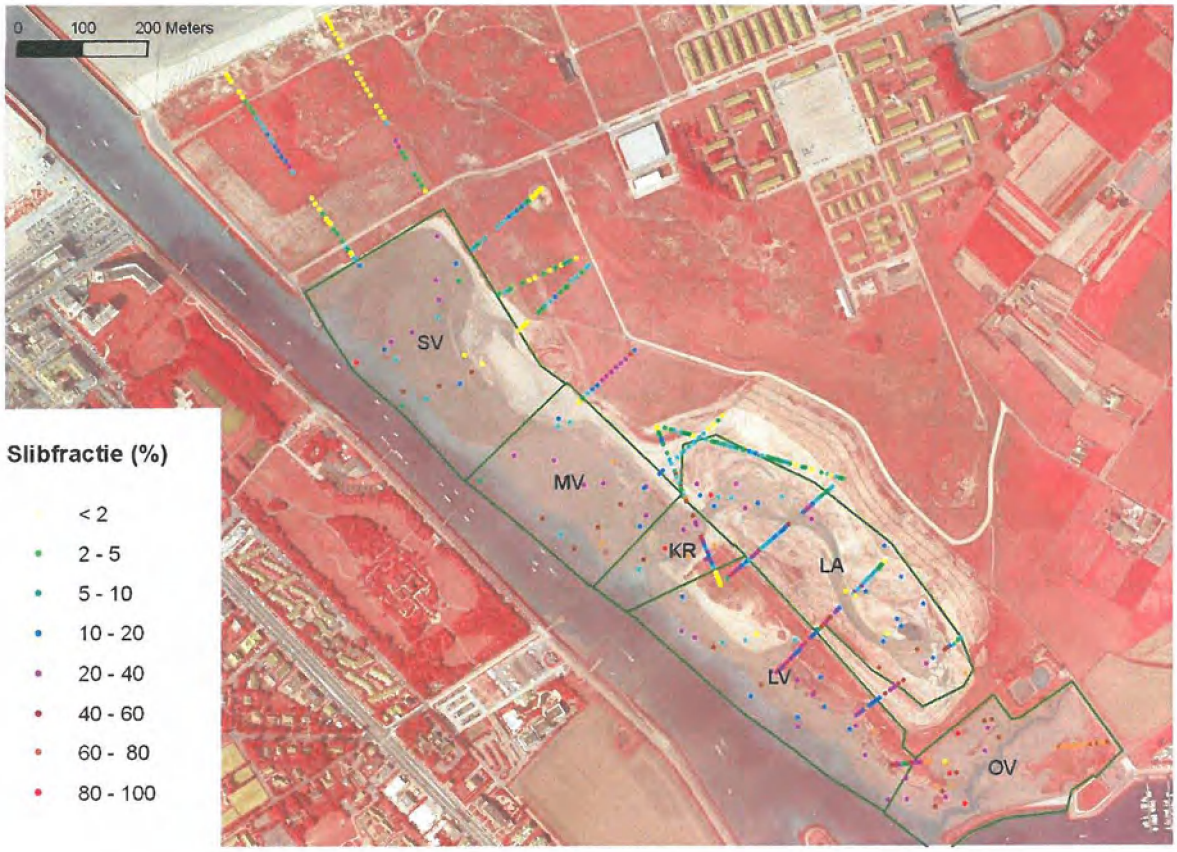


Figuur 7.6 - De slibconcentratie (volume %) in functie van de mediane korrelgrootte (µm) van alle sedimentstalen.

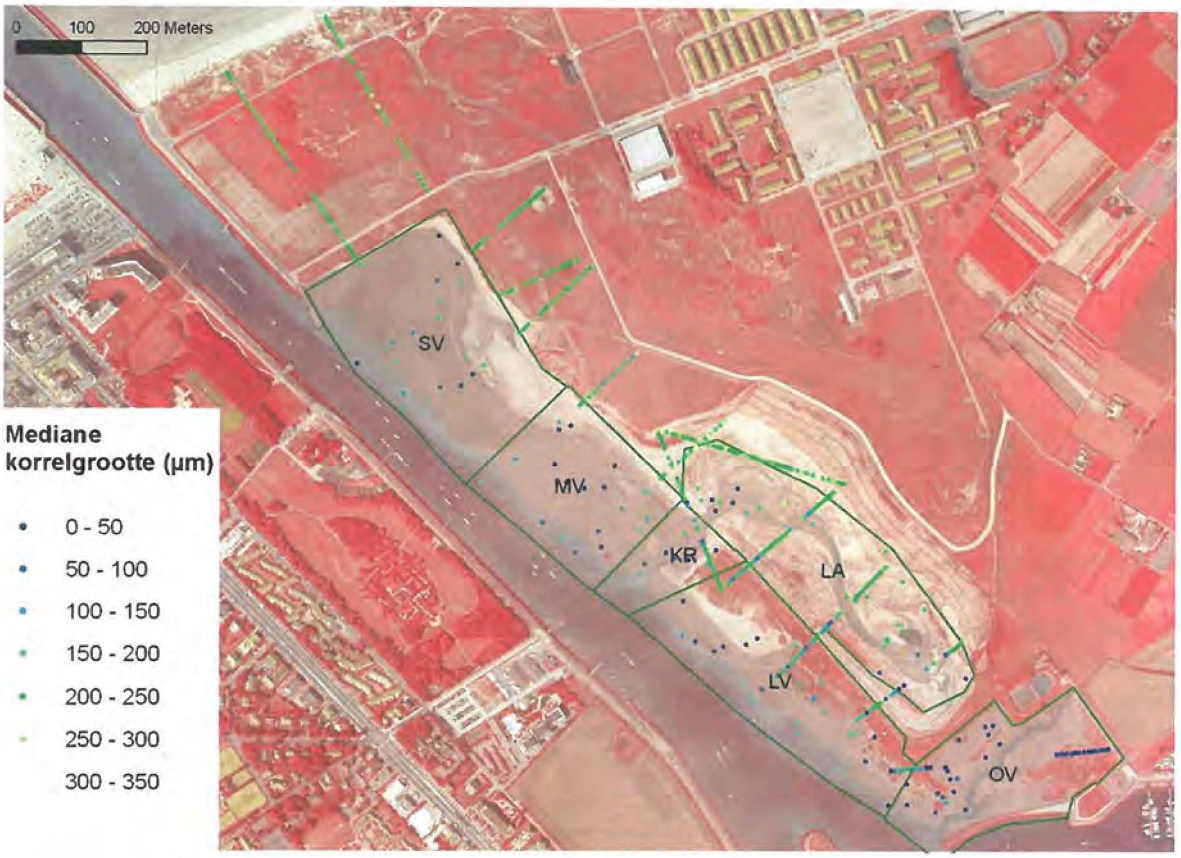
7.3.1.2 Ruimtelijke variatie in de korrelgrootte (staalname 2004 - 2005)

Voor een ruimtelijke weergave van de sedimenttypen in de IJzermonding wordt gebruik gemaakt van drie datasets: c, d en e (cfr. 7.2.1. Methodiek). Deze stalen werden samengenomen omdat zij een geografisch vrij volledig beeld geven van de sedimentsamenstelling. Daarbij wordt de temporele variatie als ondergeschikt beschouwd, aangezien staalnames op verschillende momenten in de

monitoringperiode gebeurde. De stalen zijn genomen in 2004 (c. en d.) en 2005 (e). Samen betreft het 476 waarnemingen. Fig. 7.7 en 7.8 geven respectievelijk de slibfractie (<63µm) en mediane korrelgrootte weer van deze stalen.

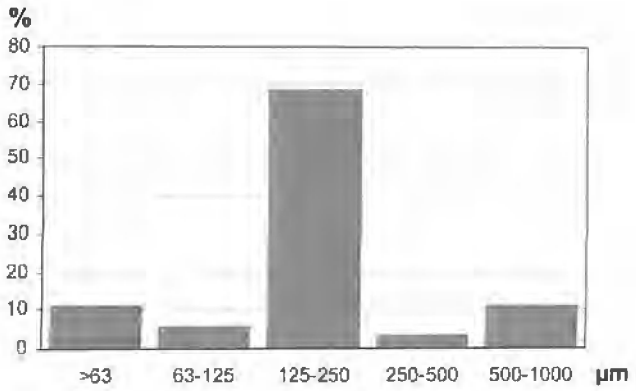


Figuur 7.7 - Ruimtelijke voorstelling van de slibfractie (in %) met aanduiding van de verschillende deelzones uit het benthosonderzoek (staalname in 2004 en het vegetatieonderzoek van 2005 van de bovenste 10 cm van het substraat. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.7 in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.



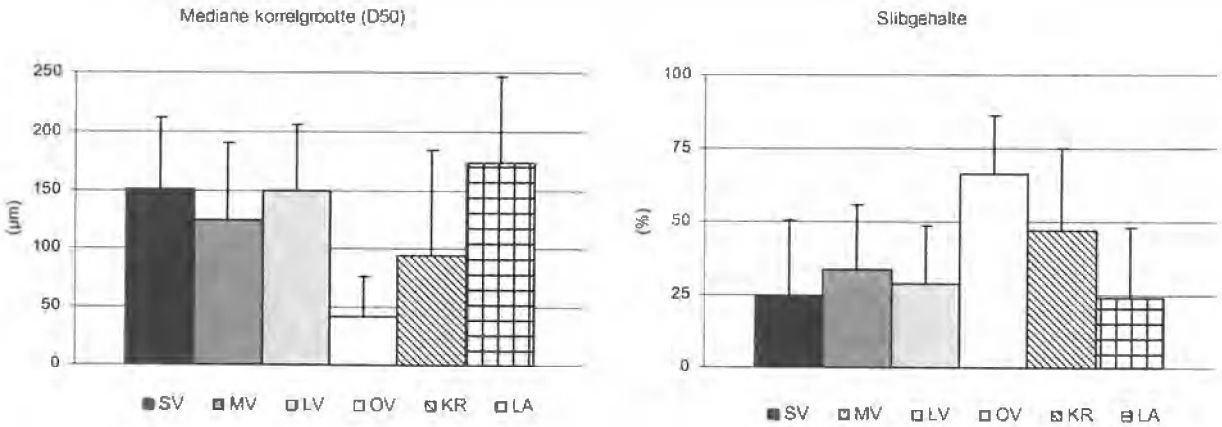
Figuur 7.8 - Ruimtelijke voorstelling van de mediane korrelgrootte (in µm) met aanduiding van de verschillende deelzones uit het benthosonderzoek (staalname in 2004 en het vegetatieonderzoek van 2005 van de bovenste 10 cm van het substraat. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.8 in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.

In het gehele gebied zijn de sedimenten overwegend zandig met een gemiddelde mediane korrelgrootte van 183 µm. De belangrijkste fractie van de stalen heeft een mediaan tussen 125 en 250 µm (fijn zand) en een slibfractie kleiner dan 20% (fig. 7.9). Ook de verdeling van de mediane korrelgrootte laat vooral zandige sedimenten zien, enerzijds in de eolische duinen en de opgehoogde duinachtige terreinen en anderzijds ook in de recente intertidale zones die aangelegd zijn in het natuurherstelproject. De slibrijke zones komen grotendeels overeen met de oudere intertidale gedeelten, zoals de kreek van Lombardsijde en de slikken langs de IJzergeul.
Uit de analyses van KULeuven blijkt dat de monsters uit de Kreek van Lombardsijde een grote fractie slib tonen (sommige >75% met een dominante kleipiek). De monsters uit het zachte slik in het voormalige tijdok bevatten >75% slib met een dominante siltpiek van ca. 40 µm. Biota spelen hier mogelijk een rol in de vorming van kleivlokken.



Figuur 7.9 - Verdeling van de mediane korrelgroottes van de sedimentstalen uit 2004 en 2005 over de verschillende fracties uit de classificatie van Wentworth.

De verdeling van de kleifractie laat een meer genuanceerd beeld zien van de sedimentsamenstelling. Binnen het duinengebied zien we zones met een sterk slibhoudende bodem. In het centrale deel van transect 10 bedraagt de slibfractie 5 tot 15%; in transect 6 loopt dit zelfs op tot 20 à 30%. Zuiver duinzand komt vooral voor in de zeereep en in (het niet geëgaliseerde deel van) transect 11.
Binnen de deelgebieden van het intertidaal bestaat er, behalve voor de Kreek van Lombardsijde, een opvallende grote variatie in de slibfractie van de sedimentstalen. De gemiddelde mediane korrelgrootte (D50) van alle benthosstalen samen (stalenset c) bedroeg 136µm ± 75,8 (voor de Kreek van Lombardsijde bedraagt dit 40µm ± 33,5) (fig. 7.10). De slibfractie (fractie < 63 µm) in het sediment was zeer variabel, variërend tussen 0 en 98 %, (minder variatie in de Kreek van Lombardsijde: 37-98 %; hiervoor zouden deze waarden vermoedelijk nog lager (D50) respectievelijk hoger (% slib) zijn, indien er ook in de laagste intertidale zone (ca. + 1 m MLLWS) zou zijn bemonsterd). Langsheen de longitudinale as (de zgn. verstoringsgradiënt van sterk verstoord (SV) naar OV) werden vooral hogere slibfracties vastgesteld in de directe omgeving van de nieuw gevormde kreek, de overige deelgebieden verschillen niet significant in slibfractie (fig. 7.10). Het lagunegedeelte van het gebied (LA) differentieert zich van de rest door aanzienlijk hogere mediane korrelgrootte (180µm ± 67) en lagere slibconcentraties (20% ± 21,9). Het strandgedeelte van het reservaat (niet weergegeven) werd gekenmerkt door een relatief hoge mediane korrelgrootte (205 ± 20 µm) en zeer lage slibconcentraties (< 0.1 %).

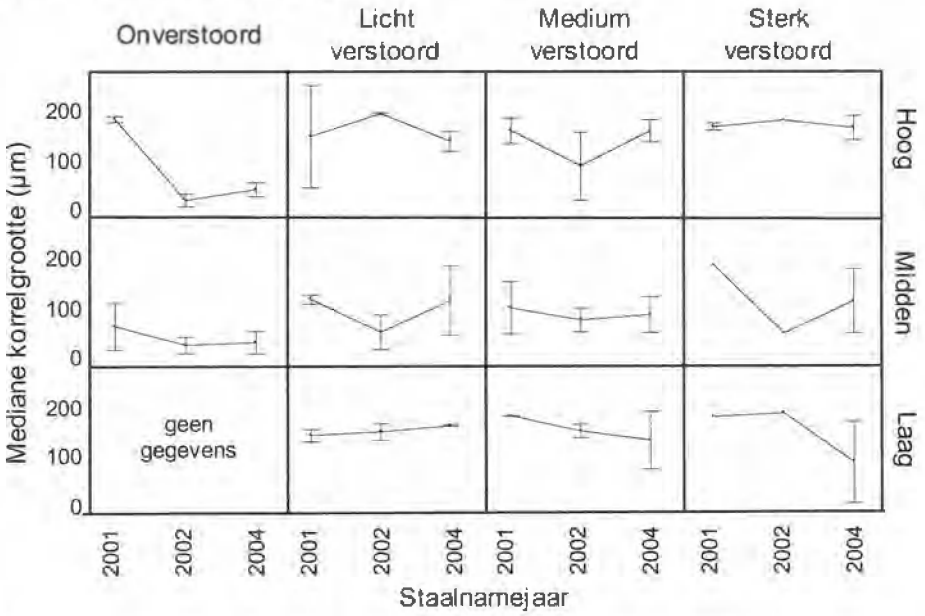


Figuur 7.10 - Mediane korrelgrootte (D50 in µm) en slibgehalte (in %) van de bemonsterde gebieden anno 2004. SV: sterk verstoord; MV: matig verstoord; LV: licht verstoord; OV: onverstoord; KR: kreek en LA: lagune; Gemiddelden ± Standaardfout.

Anno 2005, na een periode van 3 jaar zonder antropogene verstoring werden er binnen het slikgebied van de IJzermonding nog duidelijke verschillen in sedimentologie geobserveerd.
Er is geen duidelijk trend waarneembaar langsheen de longitudinale gradiënt van het tijdok tot de kreek van Lombardsijde. Wel wordt een globaal hogere slibfractie gevonden rond de nieuw gevormde kreek en een lagere slibfractie in het lagunegedeelte. Her en der verspreid werden tevens stukken bodem aangetroffen met een meer zandig sediment en lagere slibfracties, maar hierin werd geen patroon gevonden. Of deze trends het gevolg waren van natuurlijke processen of nog een artefact waren van de initiële verstoring kon in het kader van deze studie niet aangetoond worden.
De sedimentologie van het lagunegebied varieerde sterk, maar werd overwegend gedomineerd door fijnzandige sedimenten met laag slibgehalte. De sedimentbemonstering in het lagunegedeelte (bemonstering van de bovenste 10cm) is echter niet representatief voor de sedimentatie-erosieprocessen in het gebied. Deze processen zijn pas gestart na de afwerking van het gebied tijdens de winter van 2003. Sedimentatie is dus nog maar pas op gang gekomen en zal slechts heel lokaal geleid hebben tot sedimentpakketten van meerdere cm dik (zoals bijvoorbeeld het geval is in de kom ter hoogte van transect 2. Veeleer werd dus het uitgangssubstraat bemonsterd dan het recent gesedimenteerd materiaal. Fijnere bemonsteringen (dunnere lagen) en tijdsreeksen zullen hierover verder uitsluitsel moeten geven.

7.3.1.3 Temporele variatie in de korrelgrootte (staalname oktober 2001, september 2002, januari 2004)

Voor het bepalen van de korrelgrootte in de tijd werd per deelgebied een gemiddelde bepaald van de mediane korrelgrootte (cfr. methodiek, stalenset c.) Er zijn hiervoor echter geen waarnemingen in de lagune. Ze vertoont per deelgebied een vrij sterke variatie doorheen de monitoringperiode (min. 10 µm, max. 265 µm) (fig. 7.11): dalende (5/11), zowel als min of meer stabiele (6/11) mediane korrelgroottes werden aangetroffen, terwijl een stijging van de mediane korrelgrootte in geen enkel station werd waargenomen. Gezien de sterk negatieve correlatie van de slibconcentratie in de sedimenten met de mediane korrelgrootte, worden dezelfde - zij het tegengestelde - temporele trends in functie van de slibconcentratie waargenomen.



Figuur 7.11 - Temporele variabiliteit van de mediane korrelgrootte (µm) langsheen de lengte- en intergetijdengradiënt; slibfractie: < 63 µm). Gemiddelden ± standaard fout. Onverstoord: Kreek van Lombardsijde (niet rechtstreeks beïnvloed door de herstelwerken; licht verstoord: slik voor de oude schor; medium verstoord: gebied tussen transect 5 en 6; sterk verstoord: gebied vanaf transect 6 tot en met het voormalige tijdok.

In nagenoeg alle stalen betrokken in de temporele analyse wordt het sediment geklasseerd als slib (< 63 µm) tot fijn zand (< 250 µm). Een dergelijk sediment is typisch voor natuurlijke slikken (Reise, 1985) en laat dus de ontwikkeling van een typische slikfauna toe.
Hoewel tijdens het verloop van het project meerdere malen werd gewezen op een verzanding van het slikgebied (cf. MONAIJ terreinbezoeken en werkvergaderingen), werd dit niet waargenomen in de monitoringstations: een stijging van de mediane korrelgrootte werd in geen enkel station waargenomen. We kunnen dus voorzichtig besluiten dat de verzanding een lokaal fenomeen is. Een duidelijke verzanding treedt op ter hoogte van het duintje (transect 4). Vooral langsheen de zuidrand wordt zand aan de hoogwaterlijn afgezet. Dit dringt bij springvloeden en deels eolisch ook door tot de achterliggende schor. Ook het centrale deel van transect 5 is sterk zandig.

7.4 Topografie en indicaties van sedimentatie of erosie

7.4.1 Resultaten van de opmetingen d.m.v. sederoplots

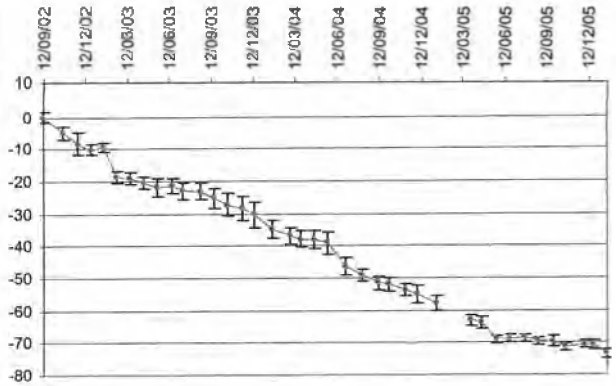
In de loop van het project werden op plaatsen waar sterke erosie of sedimentatie werd vastgesteld een zestal sedimentatie-erosieplots (sederoplots) opgesteld. Deze liggen alle in de omgeving van het sterkst door de natuurherstelwerken beïnvloede, geëxponeerde deel van het intergetijdengebied ter hoogte van het voormalige tijdok en de voormalige scheepshelling (fig. 6.1) in de transecten 7, 8 en 11. De plots in transect 11 liggen op plaatsen in het voormalige tijdok, de plots in transect 8 liggen op de rand van het voormalige tijdok op de plaats waar voorheen de zuidelijke havenmuur gelegen was, de plots in transect 7 liggen op de plaats waar voorheen de scheepshelling gelegen was. Op de FCIR-luchtfoto van 29 juli 2004 is duidelijk te zien dat de plots 7-94, 7-130 en 8-190 op of aan de rand van een zandige plaat liggen, terwijl de plots 8-100, 11-32 en 11-70 in een slibrijk deel van het intertidaal liggen.
De plots vertonen onderling grote verschillen in topografie-evolutie (fig. 7.12), hoewel toch een zekere regelmaat vast te stellen is. De plots 8-100m en 11-70m vertonen over bijna het gehele traject een vrij constante en ongeveer even grote aangroei van het sediment. In november 2005 kende plot 8-100 echter weer een plotse erosie van ca. 6 cm. Plot 11-32m kent eveneens een netto sedimentatie maar deze greep vooral plaats tot begin 2004. Sindsdien vertoont de plot zwakke schommelingen zonder duidelijke trend. Plot 7-130m vertoont het meest wisselend karakter; sedimentatie tot eind 2002, vervolgens een sterke erosie (-40 cm) tot begin 2004 waarna relatieve stabiliteit optrad (m.u.v. een piek van ca. 20 cm sedimentatie in oktober 2004). Plot 7-94m, aanvankelijk op de rand van het aangebrachte kleiplateau gelegen, vertoont een sterk en vrij constant erosiepatroon (in totaal -70 cm). Plot 8-190 ten slotte, vertoont erosie tot begin 2004, waarna relatieve stabiliteit optreedt (m.u.v. een sedimentatiepiek van ca. 15 cm in het najaar van 2005). In functie van de globale hoogteligging blijkt dat het substraat op de in absolute zin lager gelegen sederoplots (< 3,50m TAW), in het slibrijk deel van het intertidaal ophoging vertoont, terwijl de hoger gelegen plots (> 4,00m TAW) sterke fluctuaties of erosie vertonen.
Ter controle van de metingen werd nagegaan hoe de topografie ter hoogte van de sederoplots evolueerde volgens de transectmetingen. Dit is slechts indicatief, aangezien de laatste topografische metingen niet exact ter hoogte van de plots werd uitgevoerd maar langsheen het transect, terwijl de plots iets buiten de transecten gelegen zijn (om andere metingen ter plaatse niet te beïnvloeden). Dit verklaart bijvoorbeeld de sterke afwijkingen van de (het verst van het transect verwijderde) plot 7-94. De resultaten zijn weergegeven in tabel 7.3 en tonen aan dat beide meetmethoden dezelfde evoluties tonen met een globale aanwas in de lagere delen en een globale erosie in de hogere delen. Verdere uitspraken over deze trends dienen echter gebaseerd te worden op de transectmetingen, aangezien die een semicontinue registratie van de topografie over de volledige intertidale gradiënt vertegenwoordigen.

Tabel 7.3 - Hoogte in m TAW van het transect in de directe omgeving van de sederoplots, berekend op basis van een lineaire interpolatie van de transectmetingen uitgevoerd in 2002, 2003, 2004 en 2005. Een inschatting van de topografische veranderingen tussen 2002 en 2004 op basis van transectmeting en de waarnemingen ter zake ter hoogte van de sederoplots is eveneens weergegeven.

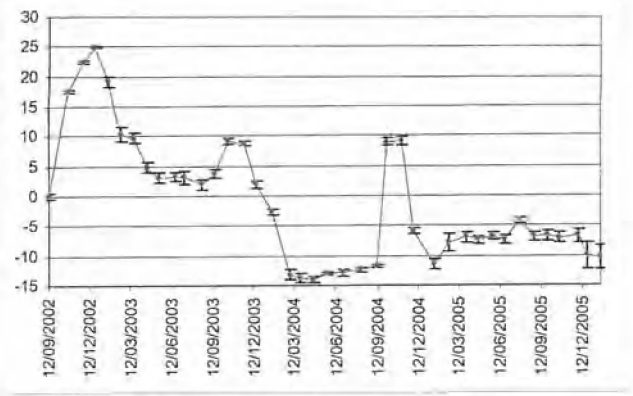
	T8-100	T11-32	T11-70	T7-94	T7-130	T8-190
2002	2.66	3.29	3.34	4.32	4.54	4.42
2003	2.7	3.28	3.33	3.7	4.6	4.34
2004	2.8	3.37	3.39	3.41	4.44	4.32
2005	2.82	3.47	3.41	3.19	4.44	4.46
2002-2005 (transectmeting)	0.16	0.18	0.07	-1.13	-0.1	0.04
09/2002- 09/2005 (sedero's)	0.16	0.13	0.21	-0.66	-0.07	-0.02

Figuur 7.12 - Evolutie van de topografie (in cm) tussen september 2002 en oktober 2005 ter hoogte van zes sederoplots in de transecten 7, 8 en 11 tussen 12 september 2002 en 20 oktober 2005. Benaderende hoogteligging in m TAW bepaald aan de hand van de transectmetingen in de zomer van 2002. Op 17 februari 2005 werd de sederoplot op 7-94m vervangen wegens uitspoelen van de verticale palen door erosie; dit verklaart de sprong in de grafiek.

Transect 7

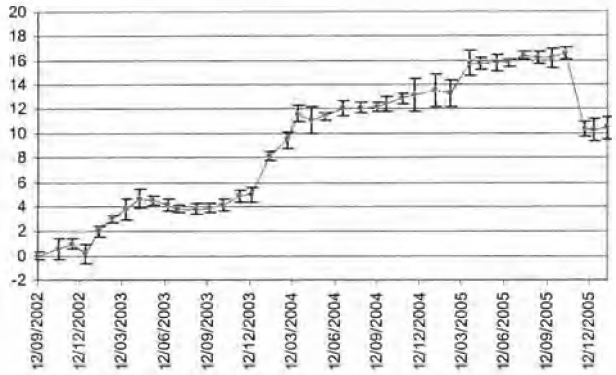


Transect 7-94m (ca. 4.08 m TAW)

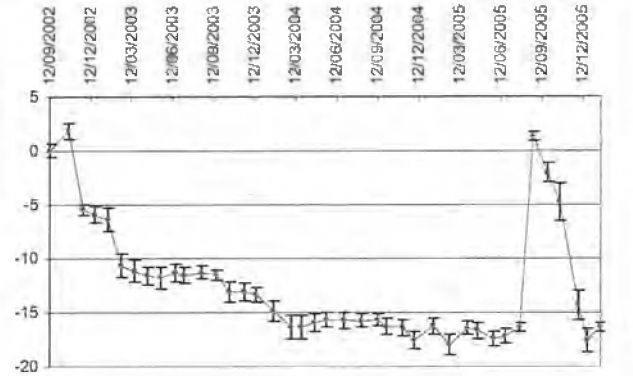


Transect 7-130m (ca. 5.10m TAW)

Transect 8

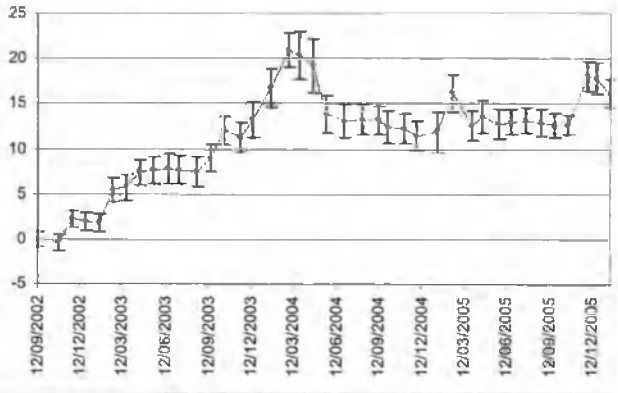


Transect 8-100m (ca. 2,69m TAW)

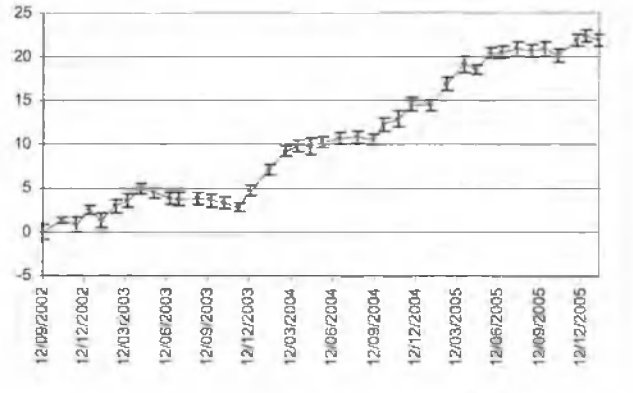


Transect 8-190m (ca. 4,98m TAW)

Transect 11



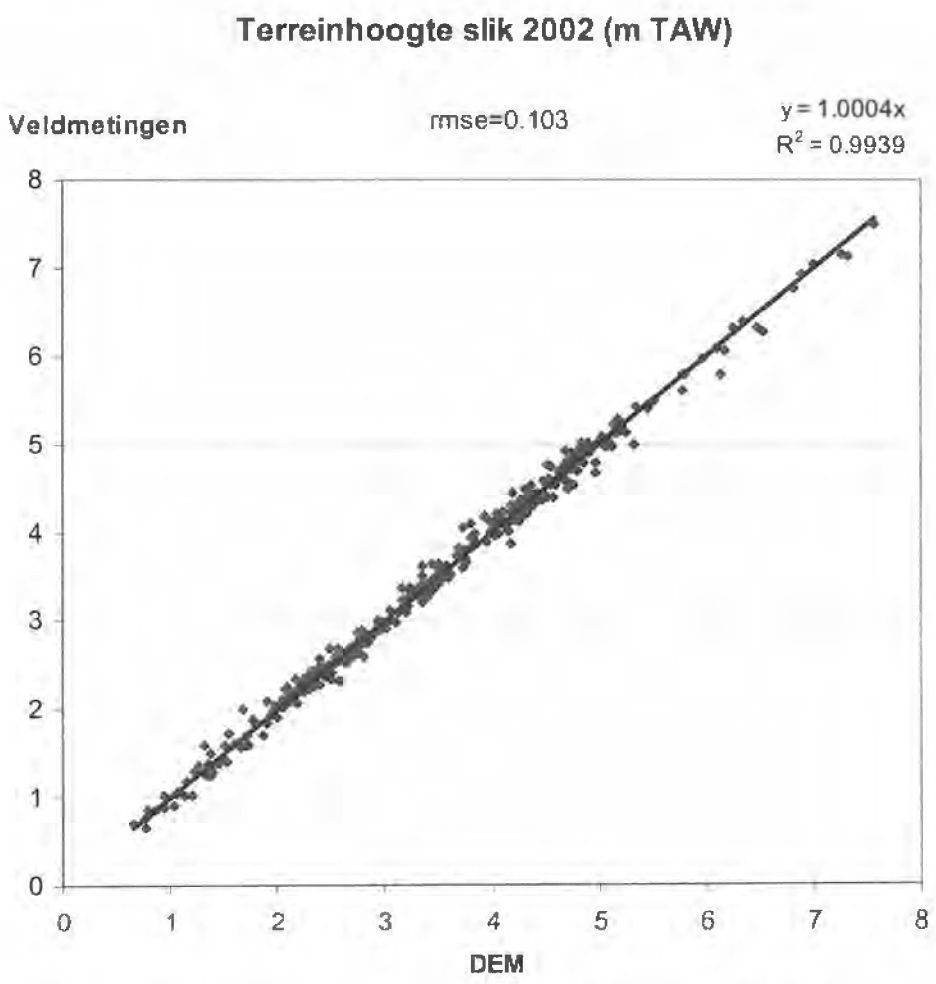
Transect 11-32m (ca. 3,40m TAW)



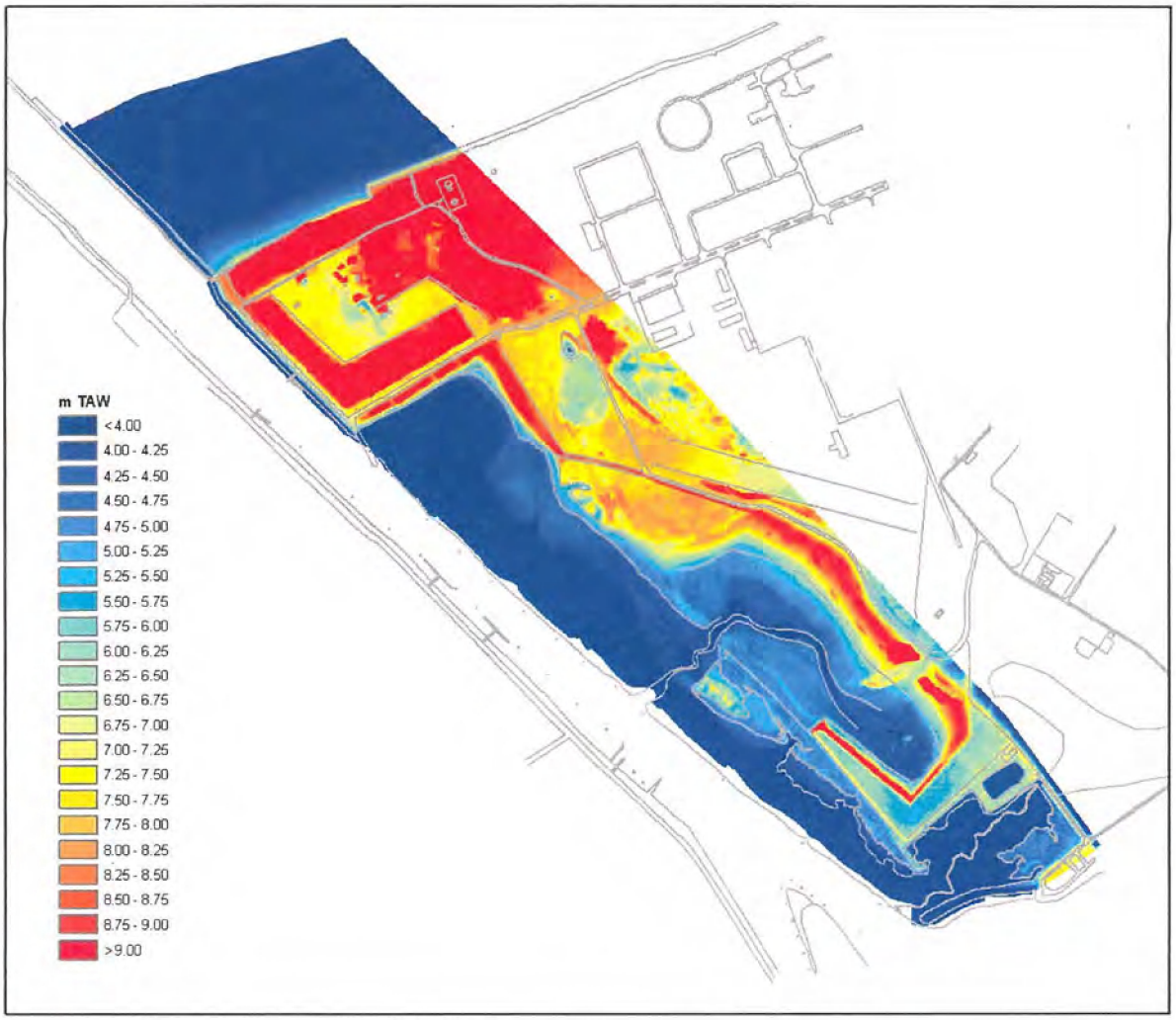
Transect 11-70m (= 9-0m) (ca. 3,53m TAW)

7.4.2 *Resultaten van het DTM, gerelateerd aan de transectprofielen*

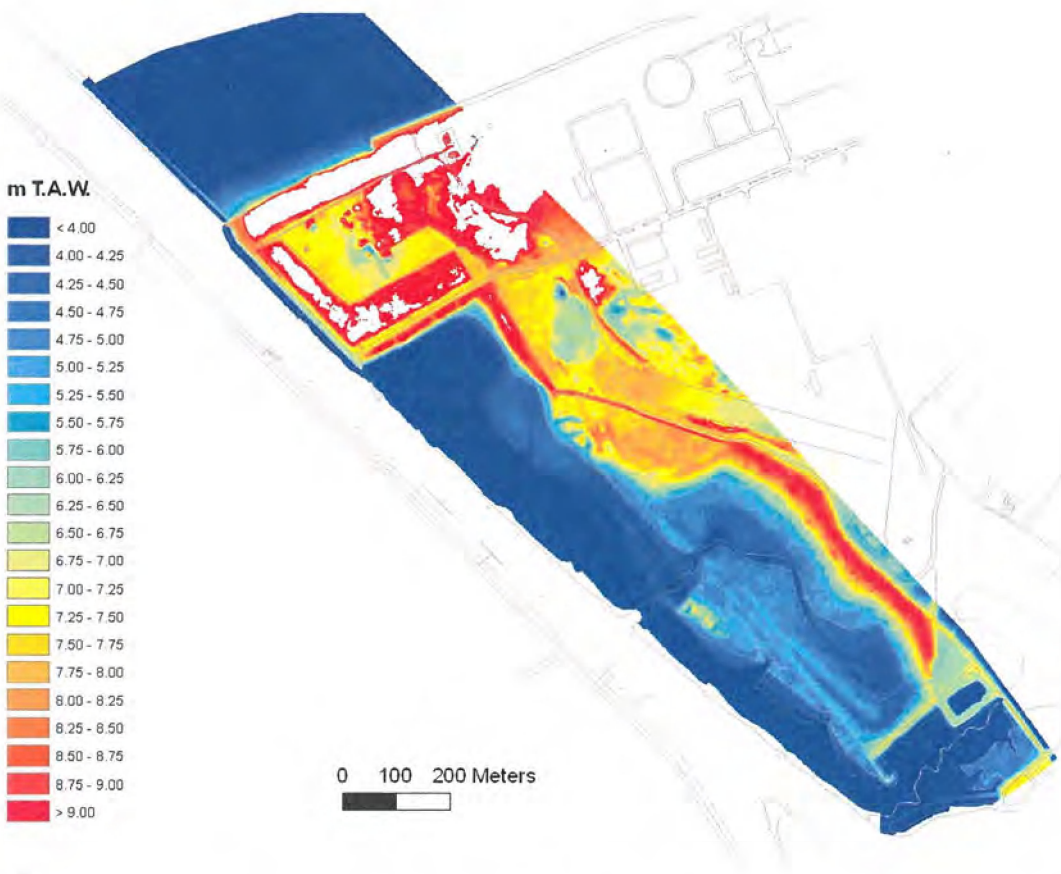
In fig.7.13 worden 361 intertidale transectmetingen uit 2002 in relatie gebracht met het DTM. Uit de twee meetreeksen leiden we een rmse van 10 cm af (=wortel van de gemiddelde kwadratische afwijking), wat ongeveer overeen komt met de som van de geschatte fout op de veldmetingen en de opgegeven afwijking voor het DTM. Het DTM is weergegeven in fig. 7.14a.
Uit fig.7.14b blijkt dat de grootste afwijkingen (>15cm) zich voordoen ter hoogte van abrupte hoogteveranderingen (steilrandjes, kreken, ...). In deze zones kunnen fouten ook te wijten zijn aan de verrastering van de puntgegevens uit de laserscan. De hierboven vermeldde rmse is daardoor vermoedelijk een overschatting.
Deze resultaten geven aan dat bij de interpretatie van terreinhoogteverschillen afgeleid uit LIDAR scans rekening moet gehouden worden met die in dezelfde grootteorde als bij de door ons uitgevoerde manuele topografische opmetingen (5 tot 10 cm). De precisie van deze laatste kan in principe opgedreven worden door een hogere meetdensiteit of het gebruik van een uitgebreid netwerk van vaste punten maar daartegenover staat een grotere hoeveelheid veldwerk. Het feit dat de LIDAR metingen gebiedsdekkend zijn, maakt ze in ieder geval in de praktijk onvervangbaar door veldmetingen.



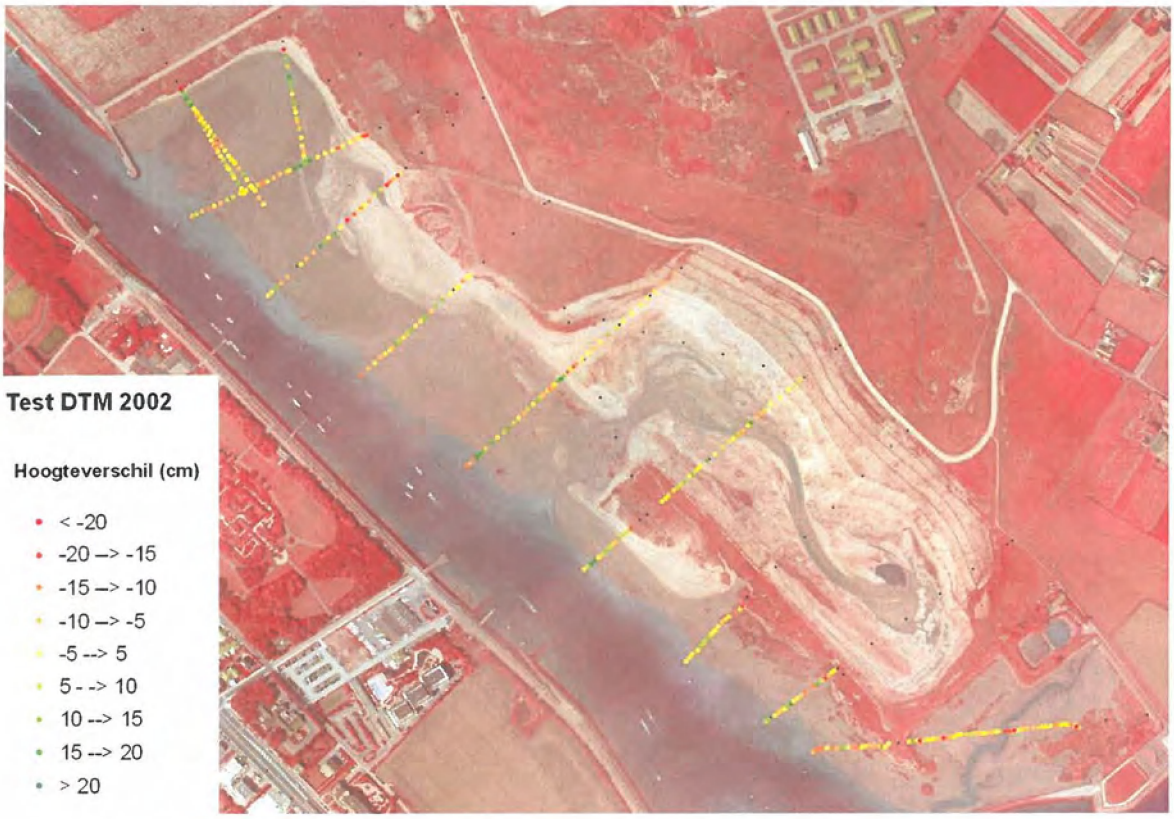
Figuur 7.13 - Relatie tussen de terreinmetingen en de hoogtes uit het laseraltimetrisch DTM van 2002 (n=361).



Figuur 14a – Topografie van het VNR De IJzermonding op basis van LIDAR metingen door VITO (Mol) op 18 december 2002, halverwege de uitvoering van de natuurherstelwerken; dichtheid 1 punt per 4 m², verticale standaarddeviatie 5 cm. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.14a in A3-formaat.

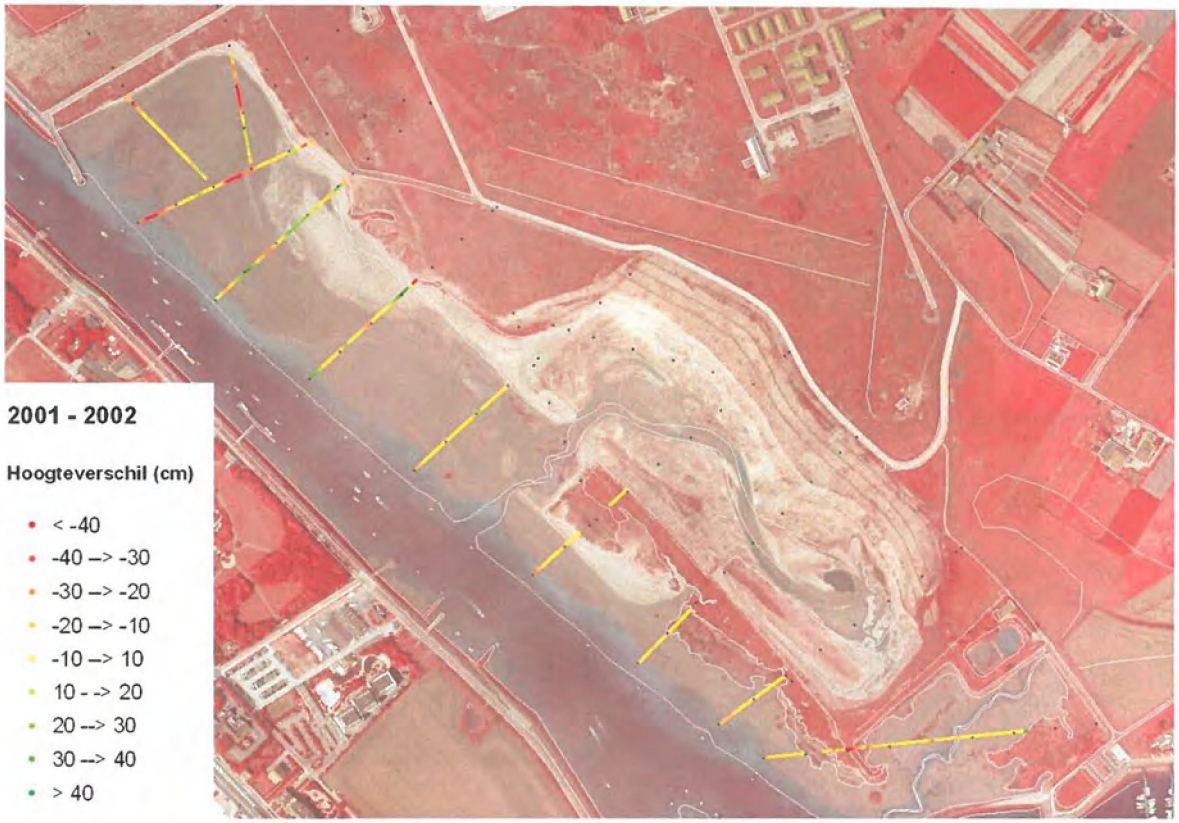


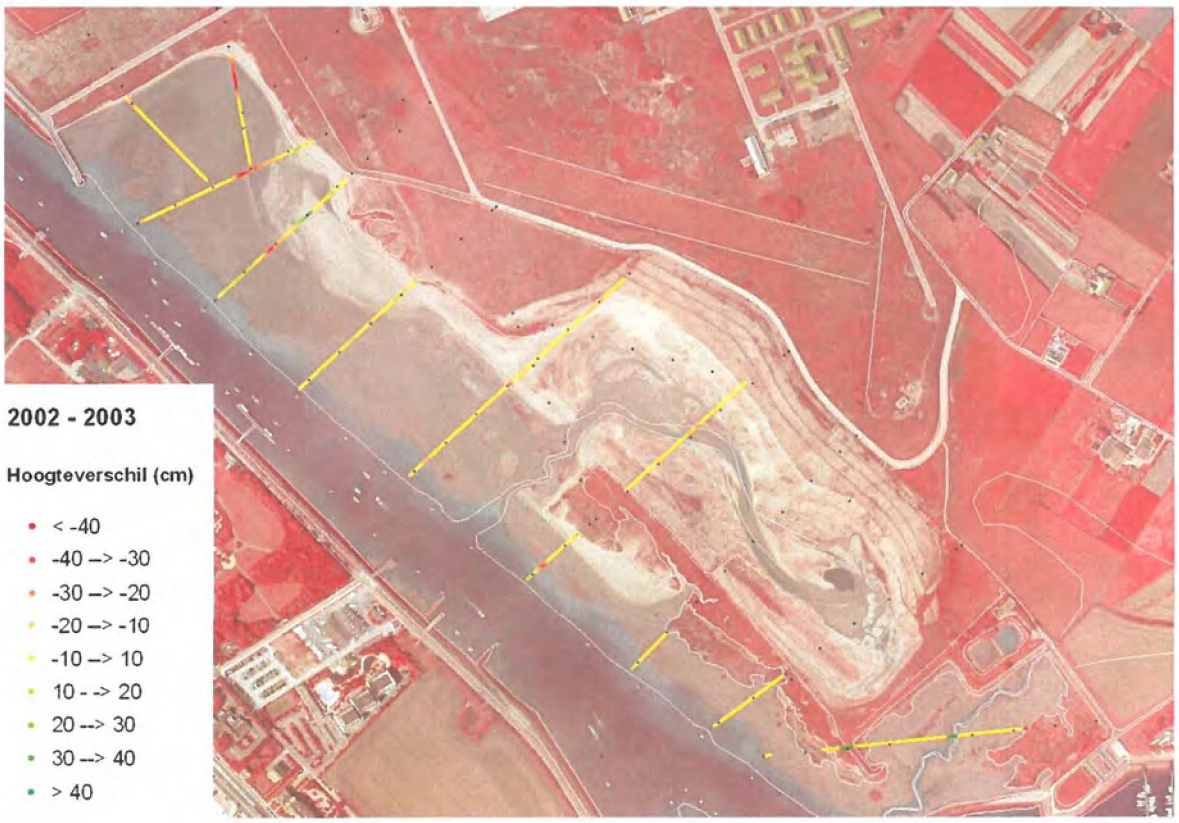
Figuur 14b – Topografie van het VNR De IJzermonding op basis van LIDAR metingen door VITO (Mol) op 18 december 2002, halverwege de uitvoering van de natuurherstelwerken, waarbij het deel van de lagunaire schor werd vervangen door dat deel van het DTM-Vlaanderen; deze dateert van na de uitvoering van de laatste grootschalige natuurherstelwerken direct ten oosten van de oude schor. Voor het overige deel van het intertidaal is DTM-Vlaanderen niet bruikbaar en werden de LIDAR-resultaten gehandhaafd. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.14b in A3-formaat.

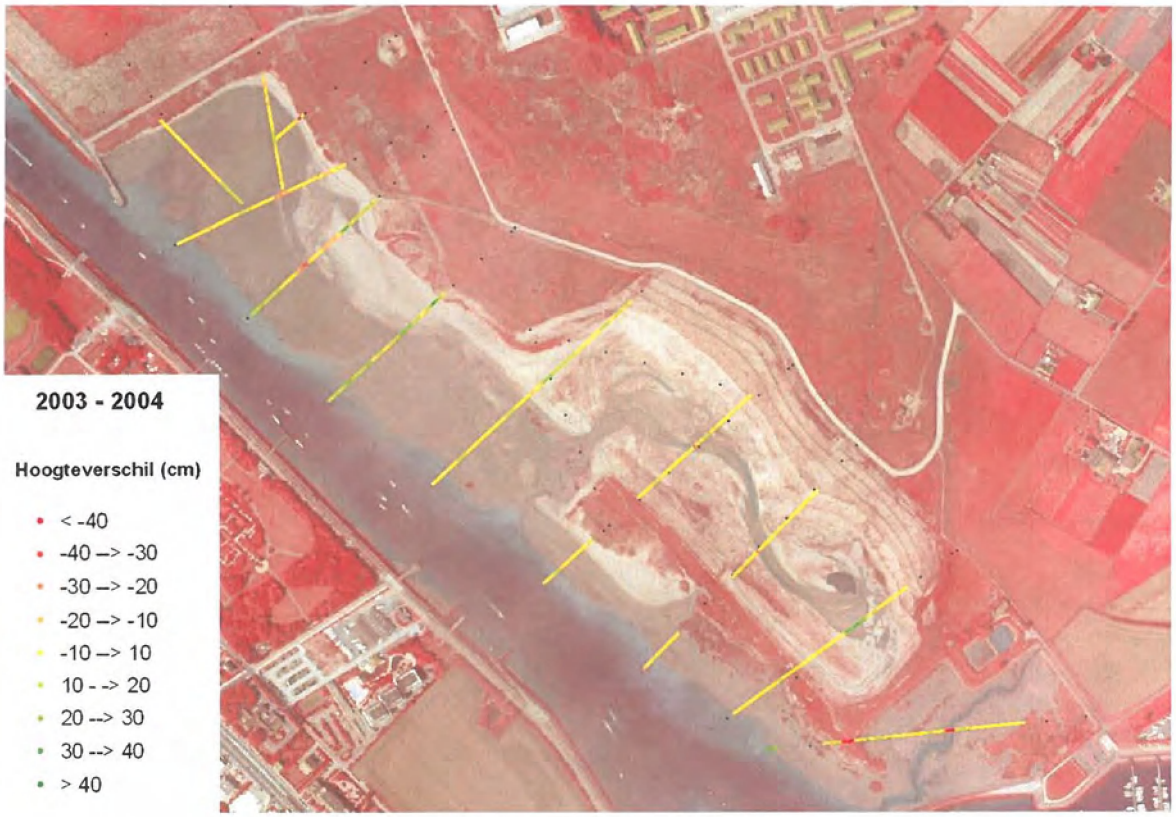


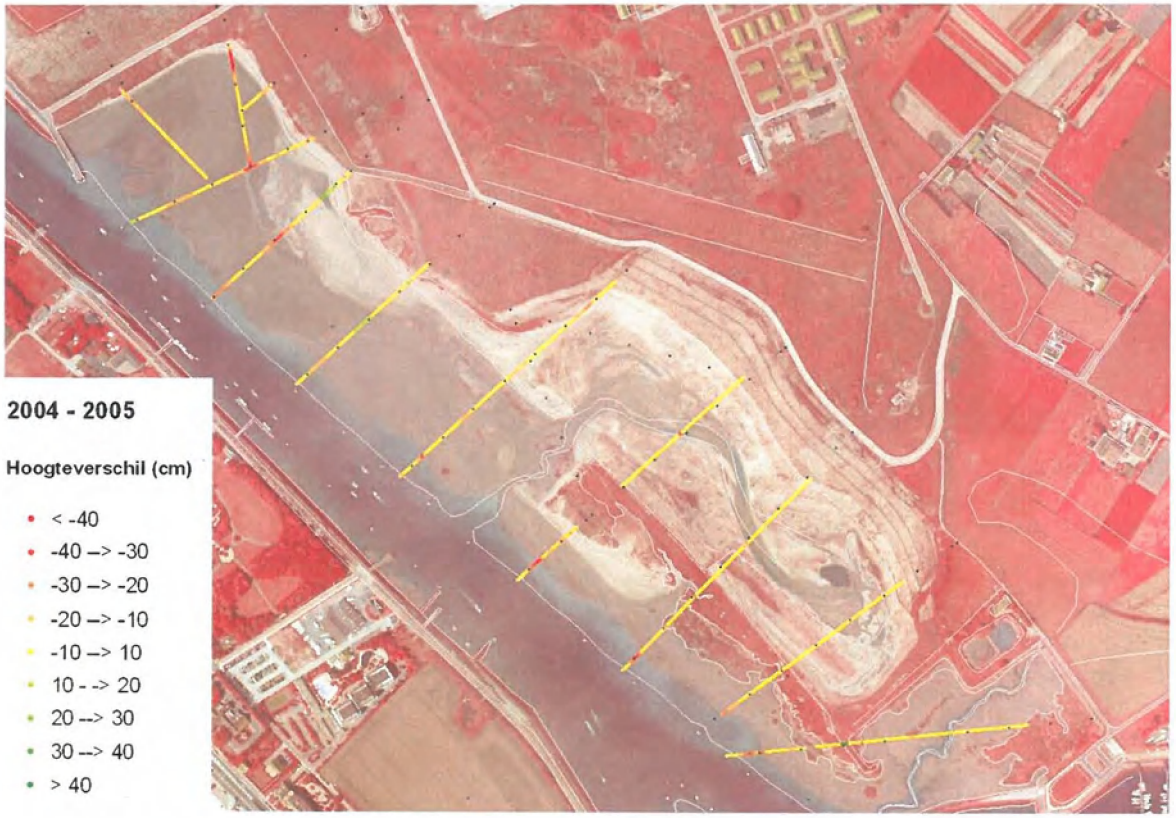
Figuur 7.14c - Afwijking van de ingemeten terreinhoogtes ten opzichte van het DTM (2002). Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.14b in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.

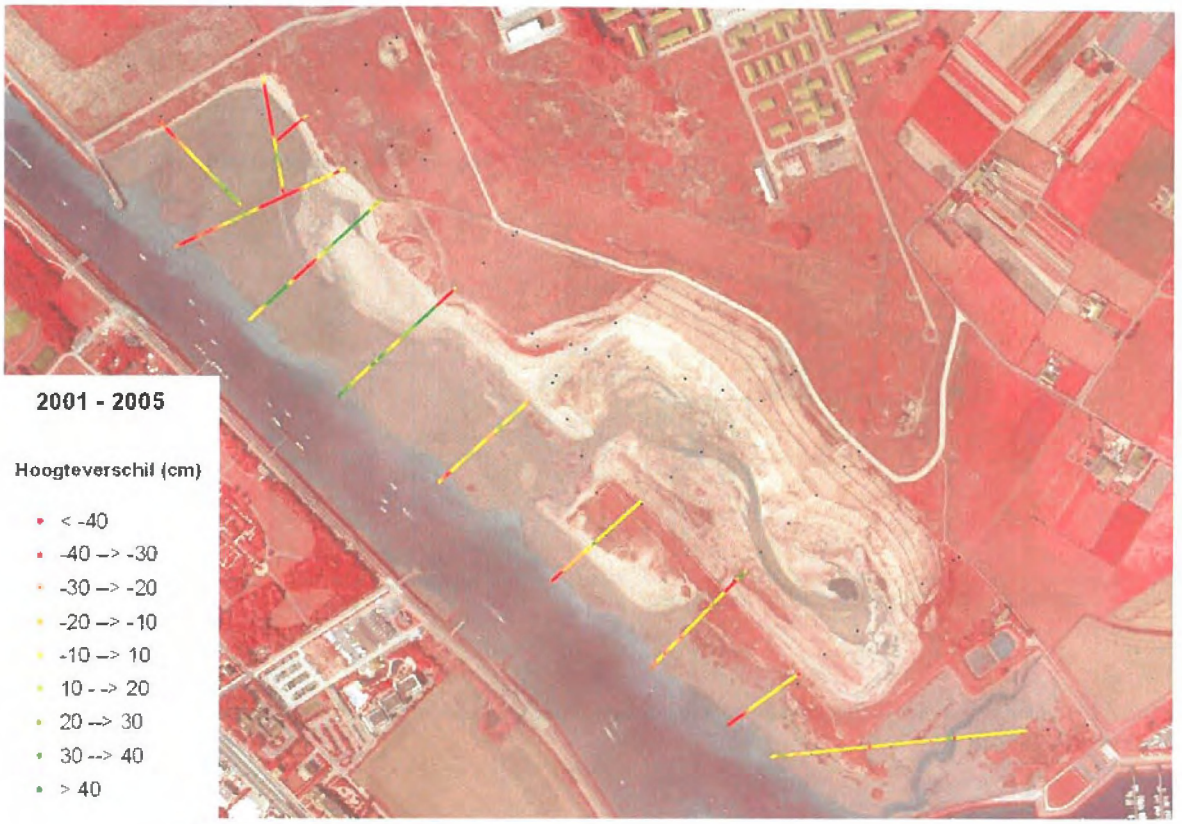
7.6.3 *Resultaten van de topografische metingen in de transecten*

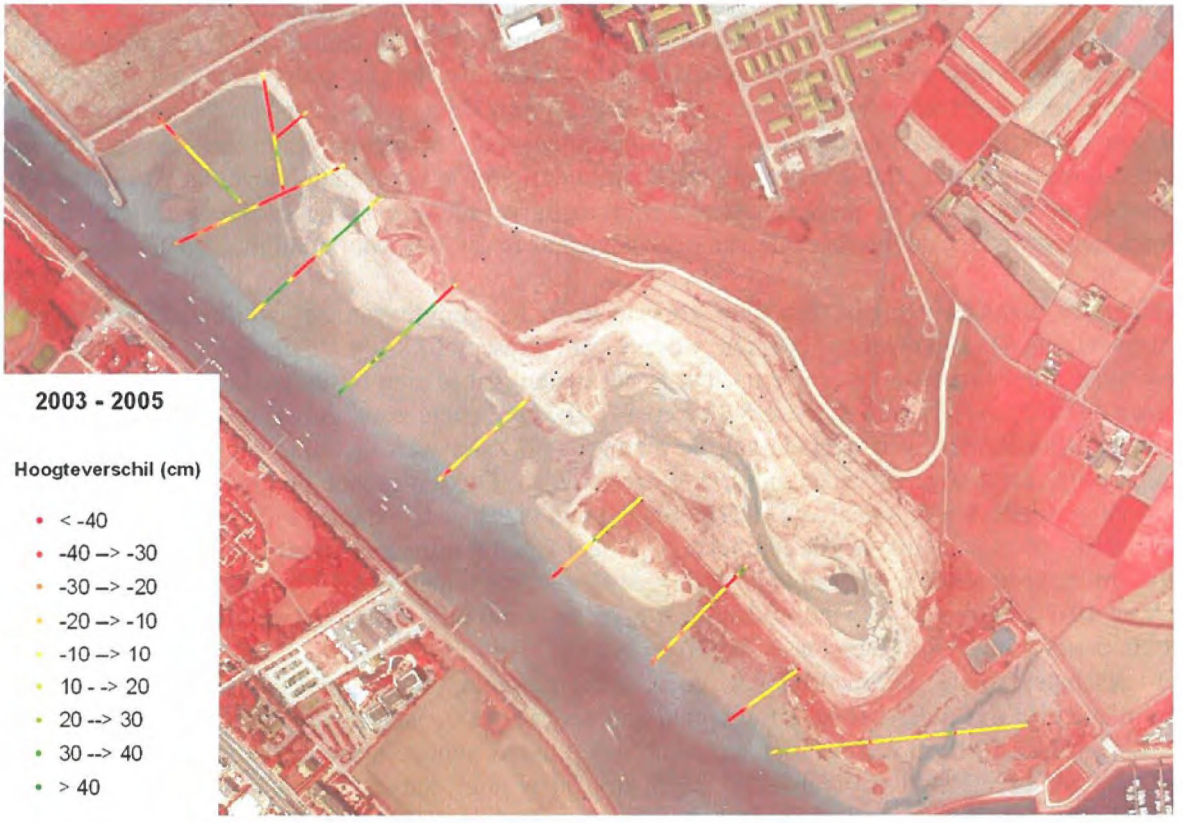




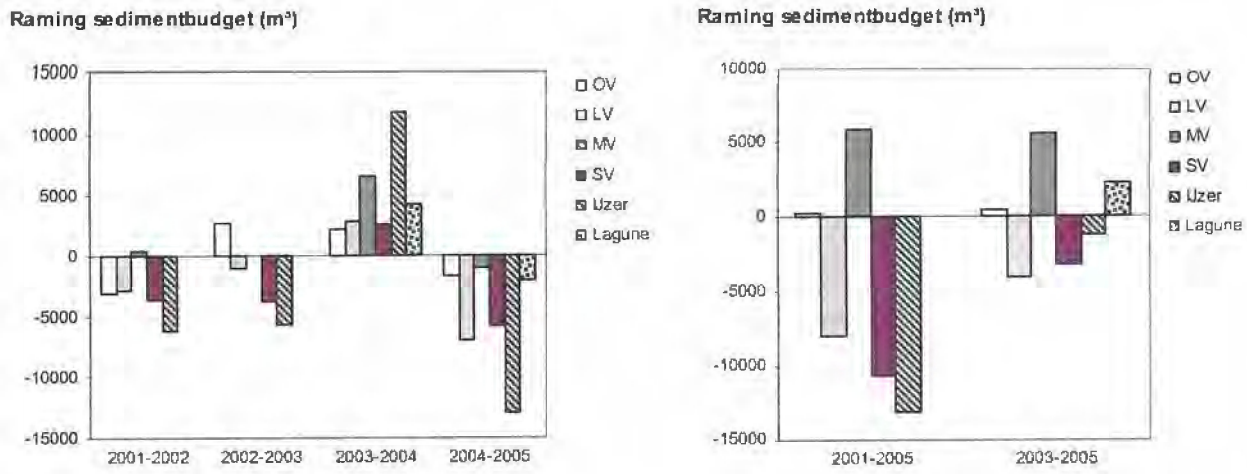

2003 - 2004
Hoogteverschil (cm)
< -40
-40 –> -30
-30 –> -20
-20 –> -10
-10 –> 10
10 - -> 20
20 --> 30
30 --> 40
> 40


2004 - 2005
Hoogteverschil (cm)
< -40
-40 –> -30
-30 –> -20
-20 –> -10
-10 –> 10
10 - -> 20
20 --> 30
30 --> 40
> 40





Figuur 7.15(a-f) - Verschillen tussen de geïnterpoleerde hoogtemetingen van de transecten. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.15 in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.



Figuur 7.16 - Raming van het sedimentbudget binnen de bethosdeelgebieden (fig. 6.1, 13.1a) op basis van de topografische inmeting van de transecten.

Fig. 7.15 geeft de hoogteverschillen weer tussen de opeenvolgende jaren en cumulatief tussen 2001 en 2005. Voor de interpretatie van de evolutie in de lagune werd een cumulatief beeld van de periode 2003-2005 opgemaakt gezien de werkzaamheden in dit deelgebied pas in 2003 zijn beëindigd. De metingen gebeurden weliswaar niet gebiedsdekkend maar de figuren geven toch een beeld van de algemene erosie- en sedimentatieprocessen. Op basis van de gemiddelden van de transectmetingen gelegen binnen de deelgebieden zoals die in het kader van het benthosonderzoek zijn gedefinieerd werd een raming van de totale sedimentbudgetten opgesteld. De berekende budgetten vormen een zeer ruwe benadering gezien de meetpunten niet gelijkmatig verdeeld zijn over de deelzones en het aantal punten beperkt is. Bij de interpretatie van deze gegevens is dan ook voorzichtigheid geboden.

Belangrijke veranderingen blijken zich voor te doen ter hoogte van het voormalige tijdok en de scheepshelling (het deelgebied SV ten westen van transect 6). Aan de rand van het opgevoerde kleiplateau treedt zeer sterke erosie op. Dit is het duidelijkst te zien op de profielen van transecten 7 (tussen 7-75 en 7-100) en 8 (tussen 8-110 en 8-170). De gehele zone ontwikkelt zich tot een nieuw evenwichtsprofiel dat in de periode van de metingen nog niet werd bereikt. Toch blijkt er uitgaande van de profielen een geleidelijke stabilisatie op te treden. Ook langsheen de noordelijke rand van het voormalige tijdok treedt lokaal vrij sterke erosie op en ook hier is het evenwichtsprofiel duidelijk nog niet bereikt. Vermoedelijk wordt een belangrijk deel van het erosiemateriaal lokaal weer afgezet. Dit blijkt uit de sedimentatie, enerzijds in de lagere terreindelen, aan de voet van het kleiplateau (tussen 10-0 en 10-70; tussen 11-40 en 11-60; tussen 8-75 en 8-100 en tussen 7-20 en 7-70) en anderzijds op het kleidepot (t.h.van 8-210 en tussen 7-130 en 7-200).
Het geschatte totale sedimentbudget voor deze deelzone is negatief. Iets verder oostwaarts daarentegen, is ongeveer het hele transect 6 aan sedimentatie onderhevig. De gehele deelzone MV (transecten 5 en 6) heeft een positief sedimentbudget dat vermoedelijk in sterke mate aan de erosie in deelzone SV gerelateerd is. Transect 5 blijft globaal relatief stabiel. Enkel in de laagste gedeelten (<2m TAW) treedt erosie op. Aan de LW lijn is er afkalving door golfslag waarneembaar. Met de eenvoudige formule van Lee (1995) voor het evenwichtsprofiel onder golfslag zou men de stabiliteit van het oude slik t.o.v. van de golfslag t.g.v. van de scheepvaart kunnen evalueren, mits er golfmetingen beschikbaar zouden zijn.

De zone LV, gevormd door de laagst gelegen delen van transecten 2, 3 en 4 en gelegen voor het oude schor, vertoont een vrij sterke netto erosie. Vooral de delen gelegen onder 2m TAW lijken hiertoe bij te dragen met lokaal tot ruim een halve meter erosie op 5 jaar tijd. De sterkste verschillend treden op tussen de meetreeksen van 2004 en 2005.
Het is niet onomstotelijk aantoonbaar dat deze erosie (evenals die in de onderste delen van transecten 5 en 8) in relatie staat met het (sinds 2001 een meter dieper) uitbaggeren van de IJzergeul. Door de verhoogde diepgang van de vaargeul is het evenwicht tussen slik en IJzer in ieder geval verstoord. Het met de nieuwe toestand overeenkomende evenwichtsprofiel ligt vermoedelijk lager dan dat van het oude slik. Bijgevolg zou het areaal nieuw slik kleiner kunnen uitvallen dan gehoopt. Bovendien werkt een diepere vaargeul nog meer als sedimentvang, zodat geërodeerd materiaal moeilijk hogerop terug kan sedimenteren. Het effect van de baggerdiepte op sedimentatie-erosie kan in de toekomst worden onderzocht met het numerieke model.

Voor het totale intertidaal langsheen de IJzergeul suggereren de berekeningen voor de periode 2001-2005 een netto erosie van 6,3cm wat overeen komt met een volume van ca. 13.000m³. De schommelingen van de jaarlijkse cijfers in figuur 7.16 liggen echter in dezelfde grootteorde als de berekende totale sedimentbudgetten. De impact van mogelijke systematische meetfouten is dan ook relatief groot: een verschil van 5 cm over een oppervlakte van 20 ha bijvoorbeeld, komt overeen met 10.000m³ sediment. De aberrante cijfers voor de overgang 2003-2004 is mogelijk te verklaren door een systematische fout te wijten aan het veranderen van meettechniek (totaalstation versus GPS). In ieder geval zijn langere meetreeksen nodig om tot meer betrouwbare uitspraken te komen.

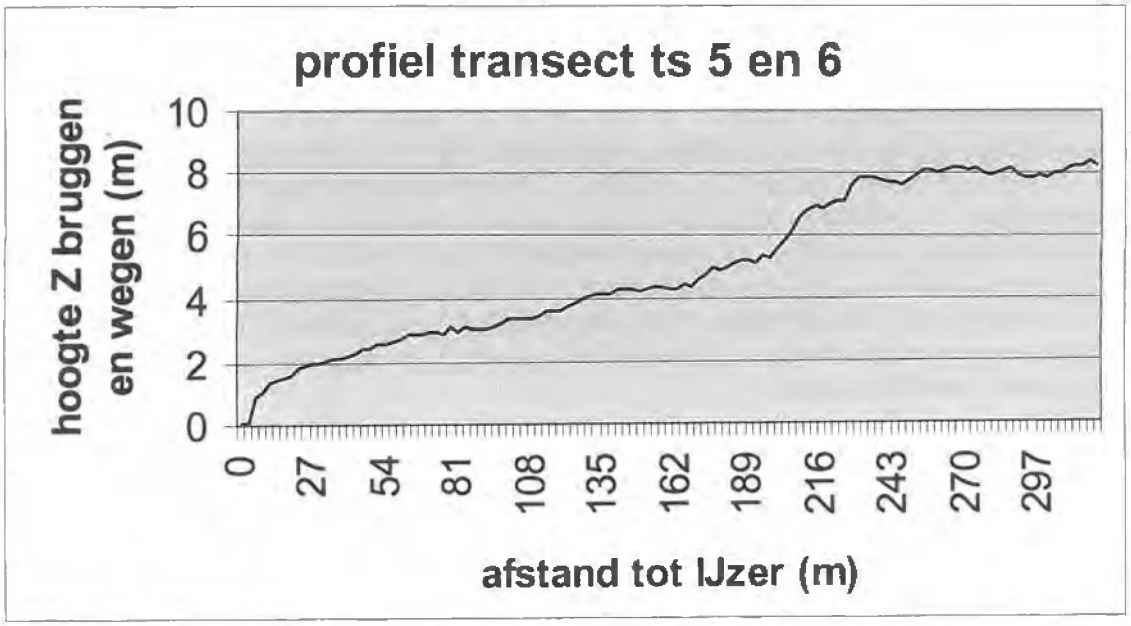
De sedimentatie-erosiepatronen in de lagune, zijn op basis van de puntmetingen niet uitgesproken. De opvulling van de depressie in het zuidoosten van de zone is het meest opvallend. Hier werd lokaal ca. 30 cm slib afgezet. In het gehele centrale deel van de lagune sedimenteerde een dun laagje (voornamelijk slibrijk) materiaal. De opvolging hiervan vergt echter meer precieze metingen aan de hand van sederoplots.

De metingen in de kreek van Lombardsijde ten slotte, vertonen een grote stabiliteit. Dit blijkt ook in overeenstemming met literatuurgegevens. Mits de externe condities niet veranderen, wordt er doorgaans een grote stabiliteit van intergetijdengebieden vastgesteld. Zo toonde monitoring van sedimentniveaus in een intergetijdenzone in Engeland gedurende vier jaar reliëfveranderingen aan van minder dan 5 cm; de seizoensveranderingen zijn wel uitgesproken; cycli van erosie en sedimentatie volgen elkaar op (Brown *et al.* 1999).

Er zijn de laatste jaren verschillende pogingen ondernomen om de vorm van dwarsprofielen van slikken te interpreteren en te berekenen (bv. Kirby, 1995; Lee, 1995; Roberts & Whitehouse, 2001). Uit diverse metingen blijkt dat concave profielen (sterke helling aan HW lijn en kleine helling aan de LW lijn) overeenkomen met eroderende slikken, terwijl convexe profielen (HW helling < LW helling) overeenkomen met stabiele of aangroeiende slikken (Mehta & Li, 1995; Kirby, 1995).
Dit komt overeen met de waargenomen profielvormen van de transecten:

- de transecten van het nieuwe slik in het tijdok (nrs. 9 en 11) en de kom van de scheepshelling (transect 7) tonen een concaaf profiel. Een concaaf profiel vinden we ook terug tussen transecten 5 en 6 (fig. 7.17), waar zich mogelijk ook een inham vormt.
- de transecten van het oude, onaangetaste slik, vertonen een typisch convex profiel.

Ondanks de concave vorm die op erosie zou kunnen wijzen, is er niet echt een bewijs van systematische erosie in het tijdok (zie b.v. transect 10). Bovendien kan zakking van het oppervlak ook gedeeltelijk verklaard worden door consolidatie van de klei. Op het oude slik is de klei reeds overgeconsolideerd, terwijl in het tijdok het gestorte slib lang niet dezelfde dichtheden haalt.



Figuur 7.17 - Dwarsprofiel uit de DEM van 2002 halverwege tussen transecten 5 en 6.

7.5 Bijkomende vaststellingen betreffende sedimentatie- en erosieprocessen

7.5.1. Erosie

In het tijdok is opmerkelijke afkalving van de oevers zichtbaar. Hierbij komt de oorspronkelijk stenen oeverwand van het tijdok gedeeltelijk bloot, met name tegen de steiger met de tijpost.
Opmerkelijk is wel dat reeds op oude topografische kaarten, met name de in 1933 aangepaste kaart van 1862 en de NGI stafkaart van 1950-1952 (zie Hoffmann *et al.*, 1996), er reeds op natuurlijke wijze een inham ontstond achter de huidige tijpost.
Er werd tijdens de werken een kleilaag aangebracht maar dit gebeurde niet gebiedsdekkend. Op basis van bodemkernen genomen in het hoger gelegen afgegraven gebied in het kader van het vooronderzoek door Hoffmann *et al.* (1996), kan men concluderen dat de kleilaag die men over een groot deel van het terrein vindt, deel moet uitmaken van het oorspronkelijke intergetijdengebied, dat in de loop der tijd al dan niet kunstmatig door zand is bedekt.
De klei uit het weg gegraven kleidepot zou vooral zijn gebruikt voor de herprofilering van het voormalige tijdok (Hoffmann *et al*, 1996).
Net boven de HW-lijn is een overgeconsolideerde kleilaag te zien, die in brokken afbreekt. De losse kleiblokken worden door werking van schuren en stroming omgevormd tot ronde, brosse keitjes.
De afwezigheid van de kleilaag op bepaalde plaatsen, zoals aan de hoogwaterlijn in het tijdok, en het eroderen van de kleilaag waar ze uitsteekt doen vermoeden dat er sterke krachten werken. Nochtans lijkt het onmogelijk dat, in het bijzonder aan de HW-lijn, er sterke stromingen of golven komen.
Ook aan de LW-lijn is er erosie van de oude sliklaag te zien (fig. 7.18). Op sommige plaatsen zijn er kliffen van 30 cm. De erosie van de oude kleilaag gebeurt in brokken (fig. 7.18, inzet).
Om de oorsprong van de erosie beter te begrijpen is het wenselijk golven te meten, en met name te zien of er een verband is met golven veroorzaakt door scheepvaart. Tevens zou men aandacht moeten besteden aan welk type schepen welke golven veroorzaken (voor de commerciële schepen speelt ook de diepgang, m.a.w. de belasting, een rol). Juist aan de LW- en HW-lijn varieert het waterpeil het traagst en blijft dezelfde plaats het langst onderhevig aan brekende golven (fig. 7.19).



Figuur 7.18 - Erosie van de sliklaag aan de LW lijn met detail (inzet).



Figuur 7.19 - Golfslag op de waterlijn veroorzaakt door een passerend plezierbootje.

7.5.3 Aanzanding

In het bijzonder rond de hoogwaterlijn is lokaal aanzanding te merken (fig. 7.20). Op sommige plaatsen is er tussen september 2001 en mei 2002 tot 30cm bijgekomen. Het lijkt onwaarschijnlijk dat dit zand door sedimenttransport hier geraakt, omdat daartoe onvoldoende energie is (te ondiep, te ver van de vaargeul, die veeleer als zandvang zal dienen). Een belangrijk deel van het zand is meer dan waarschijnlijk in het systeem terechtgekomen door afkalving van de randen van het voormalige opgehoogde terrein. Daardoor zijn delen van het originele schor ter hoogte van transect 4 sterk verzand. Ook de vorming van het duintje ter hoogte van transect 4 is vermoedelijk aan dit proces te wijten. Het zand is hier door lokaal eolisch transport tot een ruim 2m hoog duintje opgestoven.



Figuur 7.20 - Aangezande vegetatie.

7.5.3. Geulvorming

Het aantal geulen in het tijdok lijkt de voorbije jaren te zijn toegenomen (fig. 7.21). Tussen transecten 4 en 5 is een diepe geul ontstaan die op sommige plaatsen meer dan 1 m diep is (fig. 7.22). Deze nieuwe geul is spontaan bij een springtij doorgebroken en zorgt nu voor overstroming en ontwatering van de achterliggende lagune.



Figuur 7.21 - Geulen in het voormalige tijdok (mei 2002). De donkere plekken in het midden zijn de wijnrode verkleuring t.g.v. diatomeeënbloei.



Figuur 7.22 - Nieuwe geul tussen transecten 4 en 5 gezien vanaf de LW lijn (mei 2002).

7.6 Modellering van de hydrodynamica met het TELEMAC-softwarepakket

Los van de reële veldmetingen van sedimentatie, erosie en substraatsamenstelling, werd getracht om via modellering van de hydrodynamica van het ecosysteem een globaal beeld te krijgen van de toestand langs de IJzermonding en de implicaties ervan voor de sedimentatie- en erosieprocessen die in het gebied te verwachten zijn.

7.6.1 Inleiding

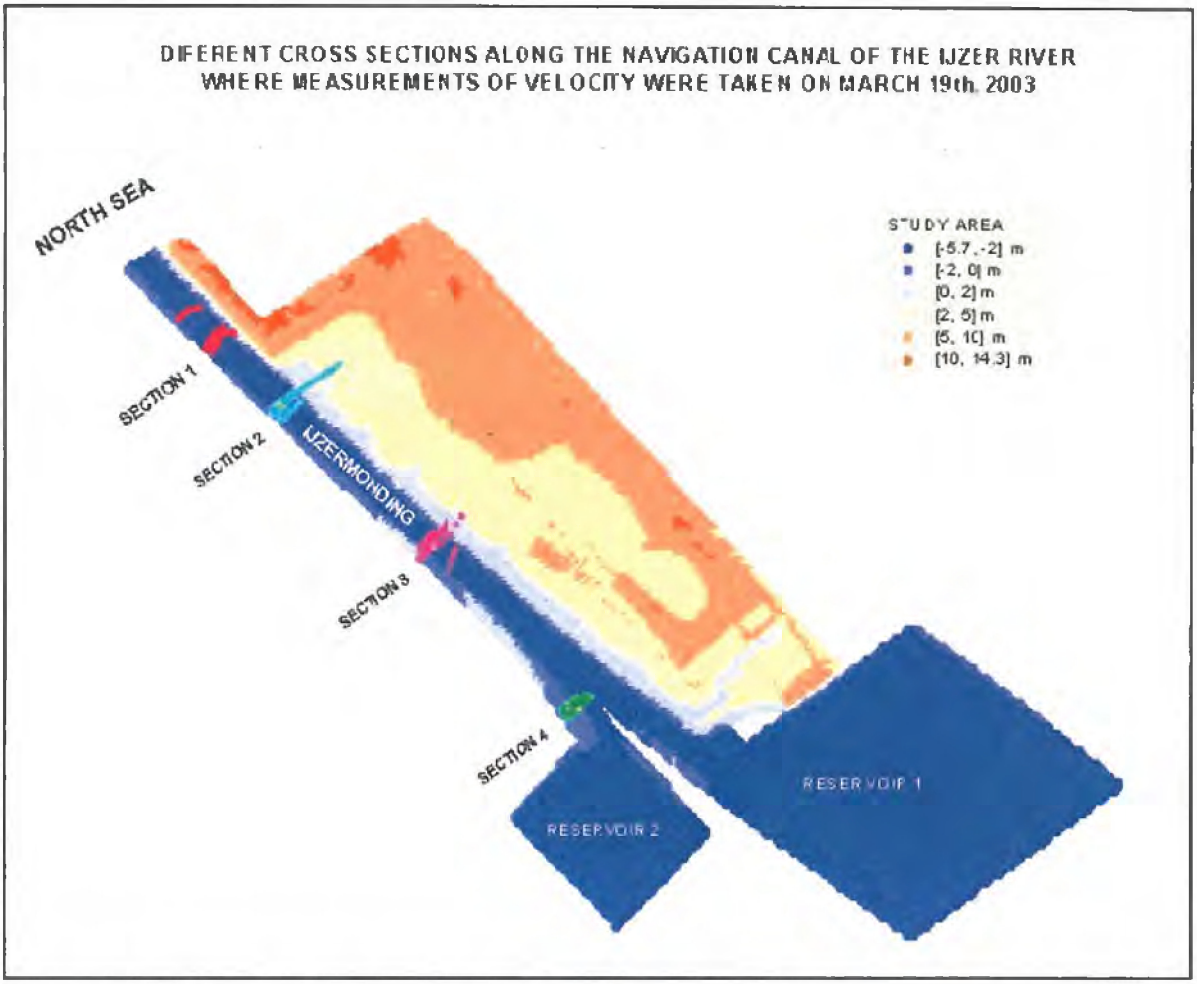
Het opzetten van een numeriek hydrodynamisch model voor de IJzermonding gebeurde in diverse stappen. Om diverse redenen werd geopteerd voor het softwarepakket TELEMAC, ontwikkeld door het *Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement* (LNHE), dat deel uitmaakt van *Electricité de France* (EDF). TELEMAC gebruikt de eindige-elementenmethode voor de discretisatie van het rekendomein en voor het oplossen van de behoudsvergelijkingen.
In een eerste fase werd een zeer schematisch model opgebouwd, omdat op dat moment de nodige informatie om de bathymetrie in te voeren ontbrak (Caluwaert, 2002). Ondertussen kon reeds ervaring worden opgedaan. Er werden toch realistische resultaten bekomen (juiste grootteordes).
In een tweede fase werd een gedetailleerde bathymetrie uitgewerkt door de LIDAR metingen van AWZ uitgevoerd door VITO en de bathymetrische data van AWZ (lodingen van Medida) samen te brengen in één bestand (zie tabel 7.4). De TIN-methode werd daarvoor gebruikt (TIN = Triangulated Irregular Network). Daarbij werd (uiteraard) rekening gehouden met het verschillende referentiepeil van deze twee metingen: TAW = GLLWS + 0.508m). Als referentiesysteem werd TAW behouden, zodat ook alle resultaten t.o.v. TAW zullen uitgezet worden.

Tabel 7.4 - Geografische databeschrijving

Bestanden	Beschrijving	Methode	Referentieniveau	Datadichtheid
DTM[1]	hoogtemeting	LIDAR	TAW[2]	1 punt / m^2
Bathymetrie	Diepte in de vaargeul	Echosounding (33kHz)	GLLWS[3]	1 punt / 5 m

[1] de standaard deviatie van de DTM bedraagt 5 cm
[2] Tweede Algemene Waterpassing
[3] Gemiddelde van de Lage Laag Waters bij Springtij

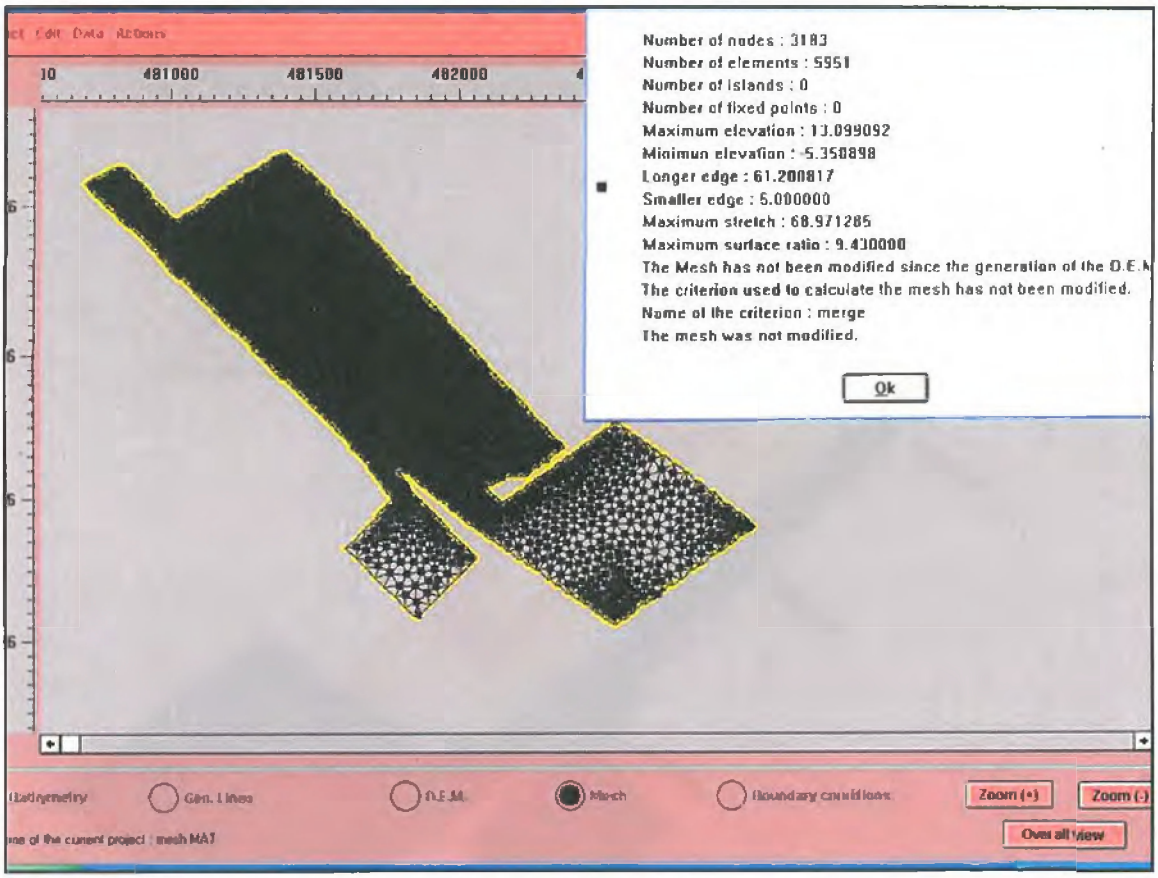
Deze bathymetrie wordt gebruikt als input voor het 2D-hydrodynamisch model van de IJzermonding ontwikkeld binnen de module TELEMAC-2D. Met een verticaal gemiddeld model (2D: 2 dimensies nl. x en y), kunnen weliswaar niet de complexe driedimensionale stromingen worden berekend, maar kan men zich toch al een goed beeld vormen van het horizontale patroon van stromingen. Deze benadering is des te meer verantwoord wanneer de waterkolom goed gemengd is. Bovendien is het een (bijna) noodzakelijke stap vooraleer naar 3D modellering over te gaan.
De nadruk ligt op het modelleren van de hydrodynamica in het navigatiekanaal en in de intergetijdenzone. Aangezien enerzijds gedetailleerde digitale informatie ontbrak voor de bathymetrie van de Novus Portus en de nieuwe jachthaven en anderzijds de details van de stromingen in deze zones niet van belang is om de stroming in het navigatiekanaal en in het intergetijdengebied te kennen, werden deze zones vervangen door twee reservoirs die het volume aan water kunnen bufferen die deze zones vertegenwoordigen bij veranderende waterstand (fig. 7.23).



Figuur 7.23 - Rekendomein van het numerieke model, met aanduiding van de verschillende op 19 maart 2003 gevaren dwarsdoorsneden in de vaargeul van de IJzermonding

7.6.2 Opbouw van het rekenrooster

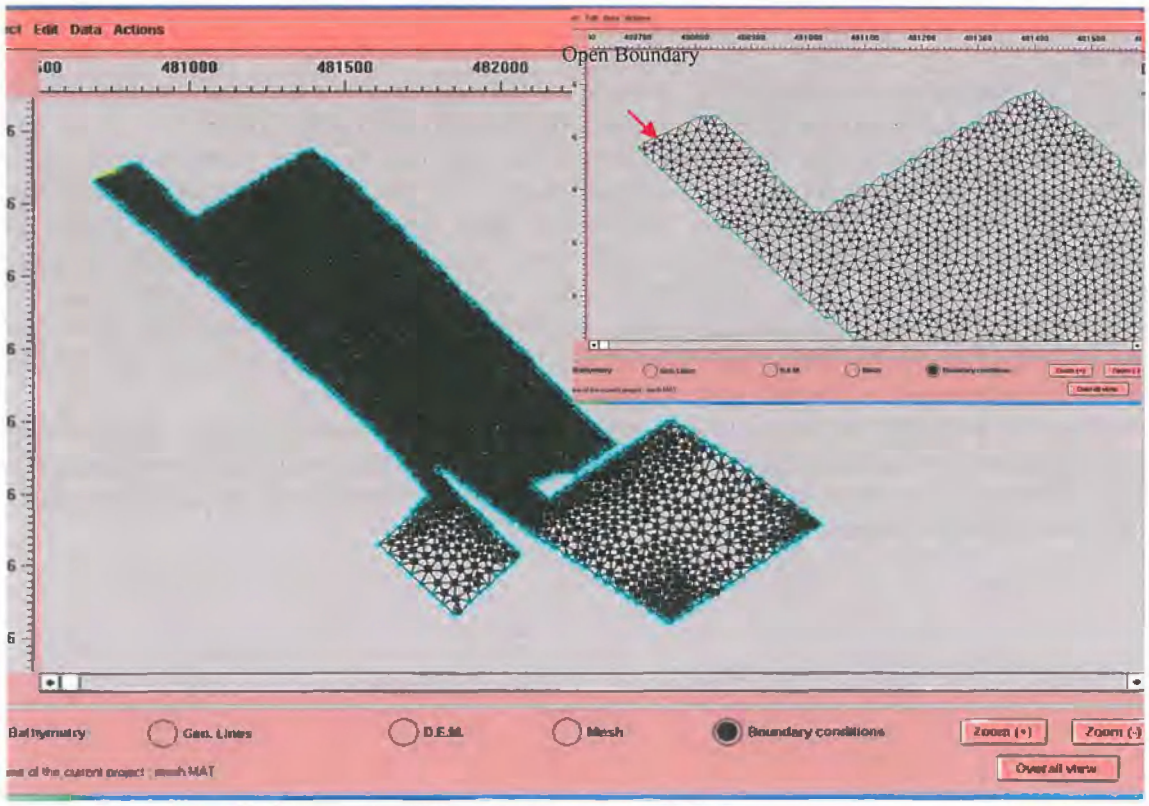
Binnen Matisse, de interface voor TELEMAC-2D, werd een rekenrooster opgezet met een resolutie van 20 m met uitzondering van de twee bufferzones waar een resolutie van 50 m werd gehanteerd. Een schermuitvoer van het rekenrooster is weergegeven in fig. 7.24. In totaal zijn er dus 3183 knooppunten en 5951 elementen.



Figuur 7.24 - Rekenrooster

7.6.3 Randvoorwaarden

De randvoorwaarden moeten gedefinieerd worden aan de buitenste randen. De monding wordt gedefinieerd als open randvoorwaarde. De andere punten op de rand werden als gesloten randen ingegeven (fig. 7.25). Aan de open rand wordt dan het gemeten tijsignaal opgelegd om de stroming in het gebied te simuleren. Alle modelruns tot nu toe werden uitgevoerd voor de periode 17-19 maart 2003. Enkel de resultaten voor 19 maart werden geanalyseerd. Er werd echter nog niet in detail nagegaan of 2 dagen 'opwarmtijd' effectief voldoende is om alle transiënte effecten in de hydrodynamische uitvoerparameters te laten verdwijnen. De muur met de tijpost ontbreekt nog in het huidige model.

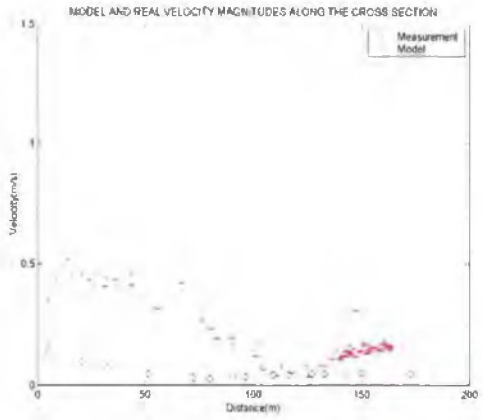


Figuur 7.25 - Hydrodynamische randvoorwaarden in het TELEMAC-2D model

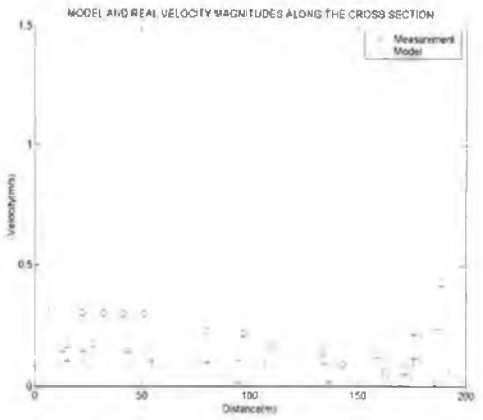
7.6.4 Resultaten en eerste vergelijking met metingen

Het TELEMAC-2D model berekent de waterstand, en de noord- en oostcomponent van de verticaal gemiddelde snelheid in elk knooppunt van het rekendomein. Details over de modelopzet en parameters zijn te vinden in bijlage 7.4.
Tijdens de meetcampagne van 19 maart 2003 werden met behulp van de Zeekat van het VLIZ, ADCP (Acoustic Doppler Velocity Profiler) metingen gedaan. Deze metingen werden in een aantal dwarsdoorsneden van de vaargeul uitgevoerd en dit op verschillende tijdstippen (tabel 1 in bijlage 7.4). Aangezien de ADCP snelheden en richtingen meet op verschillende punten in één verticale dienen de metingen te worden gemiddeld over de diepte om te kunnen vergelijken met de output van het TELEMAC-2D model. Daartoe werd de nodige software in Matlab ontwikkeld.
Uit de TELEMAC-2D resultaten werden dan overeenkomende punten in plaats en tijd gefilterd om te kunnen vergelijken met de metingen. Een voorbeeld ter vergelijking wordt gegeven in de figuren 7.26 en 7.27. In deze figuren worden de rekenresultaten en metingen in dwarssectie 2, dit is de dwarssectie ongeveer ter hoogte van het voormalige tijdok, getoond. Voor de TELEMAC resultaten werden in fig. 7.26 altijd de resultaten genomen van het laatste tijdstip gegeven in de figuur. Bijvoorbeeld: de eerste subfiguur verwijst naar een meting die uitgevoerd is tussen 13:00 en 13:30 GMT. De rekenwaarden komen overeen met de output van het TELEMAC-2D model om 13:30 GMT. In fig. 7.26 worden scatterplots getoond zowel voor de gemeten versus berekende snelheden als voor gemeten versus berekende richtingen. De berekende en gemeten snelheden komen vrij goed overeen. Ook in de andere dwarssecties is dit het geval. Hierbij dient opgemerkt dat verschillen tussen metingen en modelwaarden meerdere oorzaken kunnen hebben. Vooreerst is er het tijdstip van de vergelijking. Relatief kleine tijdsverschuivingen kunnen aanzienlijke verschillen geven in berekende waarden voor de snelheden. Dan moet er ook rekening gehouden worden met de meetfout van de ADCP-sensor. Het is niet eenvoudig om enerzijds een stabiele koers aan te houden met de Zeekat, en anderzijds de voor dat moment meest geschikte parameterinstellingen voor het ADCP-toestel te kiezen. Tenslotte is er

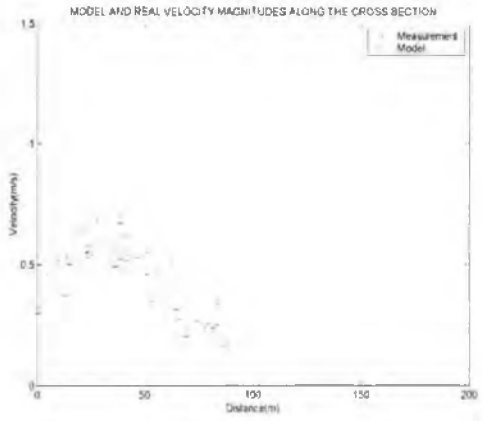
nog het model met inbegrip van de noodzakelijke input zoals de gebruikte bathymetrie die niet noodzakelijk in heel goede overeenstemming is met de feitelijke bathymetrie op de dag van de metingen.
Verdere uitwerking van de vergelijking tussen de modelresultaten en de metingen, zal te vinden zijn in de thesis van Indira Nolivos en Ahbar Choudhury (IUPWARE, september 2004).
De voorlopige resultaten zijn bemoedigend en zullen dan ook de basis vormen om in de nabije toekomst ook schuifspanningen en sedimenttransport te berekenen. Dergelijk modellen zijn beschikbaar in het TELEMAC-pakket. Zij hebben naast input voor de drijvende kracht, i.e. de berekende hydrodynamische parameters, ook input nodig wat betreft de bodemkarakterisatie. Minimaal is daartoe ook gebiedsdekkende informatie over de bodemtypes nodig (sedimentsamenstelling, erosiekarakteristieken, bezinksnelheden, ...). Sedimenttransportberekeningen kunnen zich in de eerste plaats beperken tot het fijne sediment, omdat verwacht kan worden dat eventueel zandtransport zich enkel in de vaargeul zelf voordoet.
Binnen de beperkingen van dit monitoringproject kon dit niet uitgewerkt worden. Hoewel verre van evident, lijkt het ons noodzakelijk om ook dit complexe onderdeel verder uit te werken om tot een goede interpretatie (en eventuele voorspelling op middellange termijn) van het sedimentbudget in de studiezone te kunnen komen.



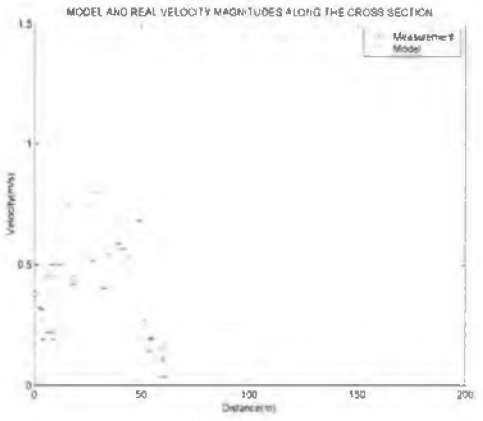
13h00-13h30



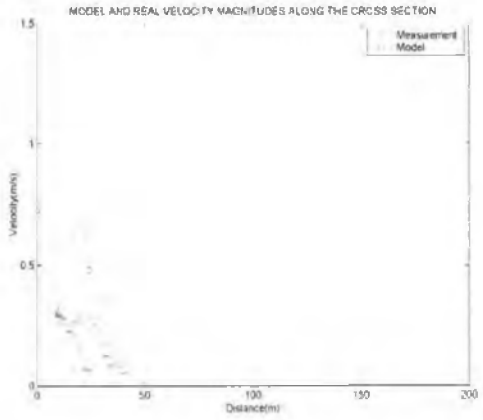
14h30-15h00



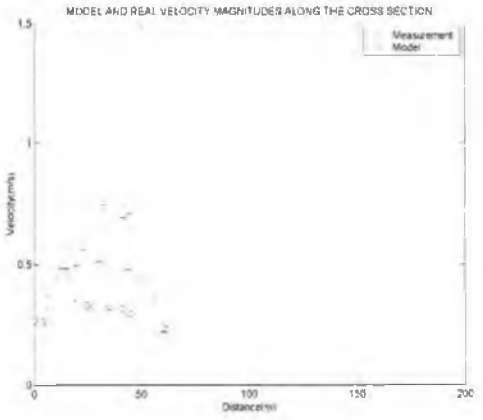
16h30-17h00



18h30-19h00

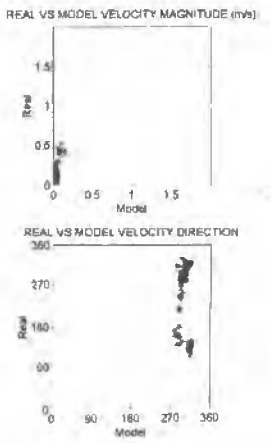


20h00-20h30

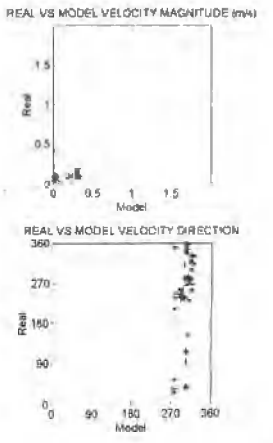


21h30-22h00

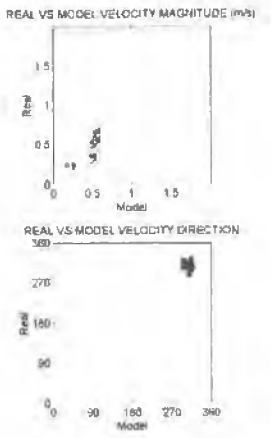
Figuur 7.26 - Vergelijking gemeten en berekende gemiddelde snelheden over de dwarsdoorsnede 2 (meetcampagne 19 maart 2003, tijd in GMT).



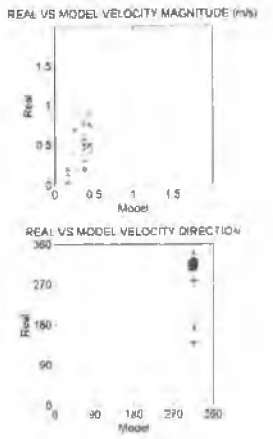
13h00-13h30



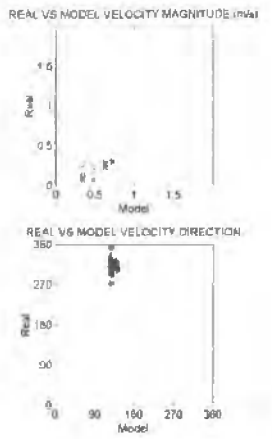
14h30-15h00



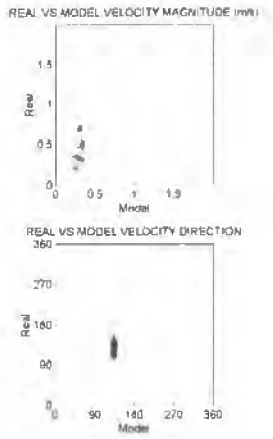
16h30-17h00



18h30-19h00

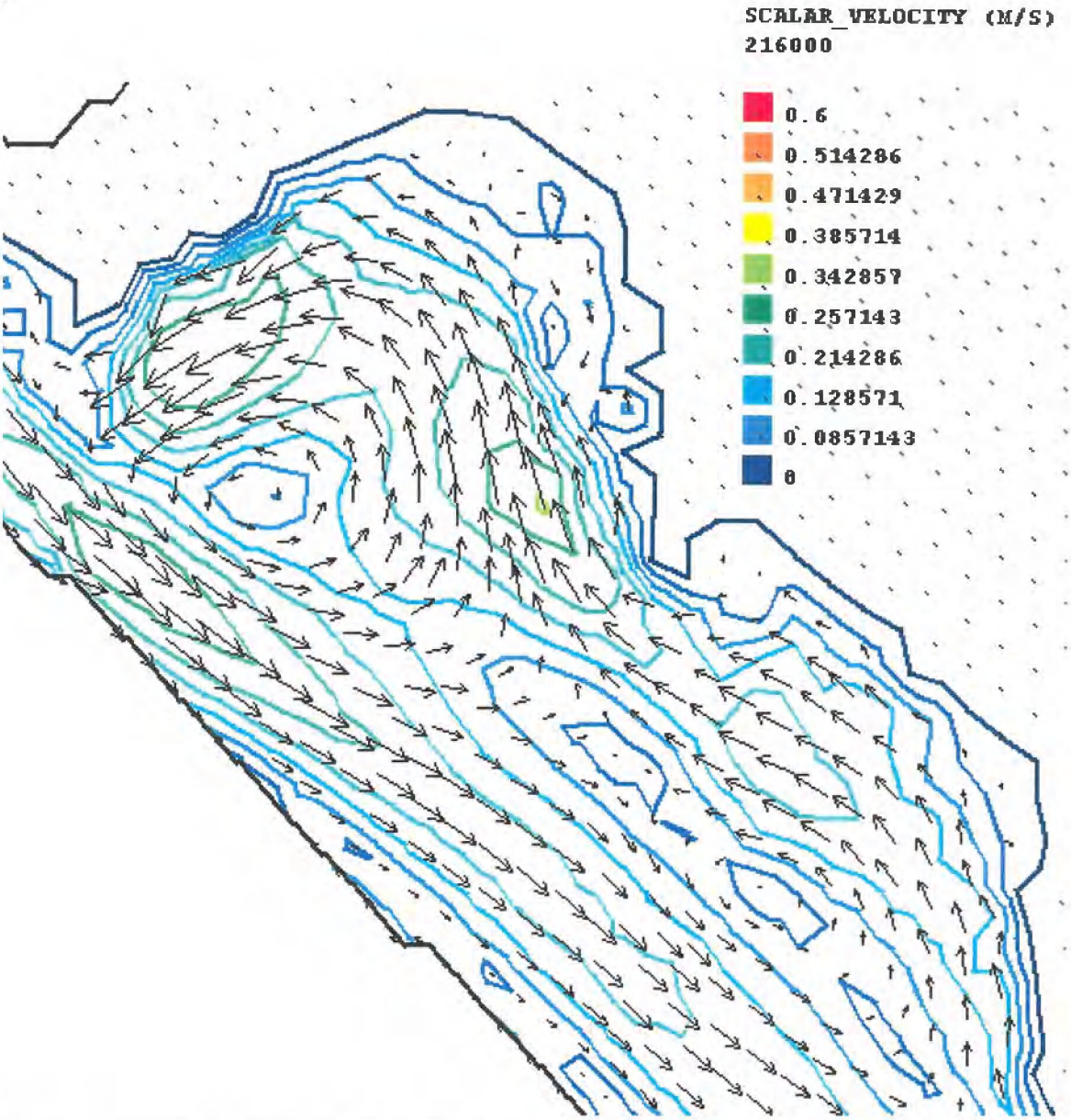


20h00-20h30



21h30-22h00

Figuur 7.27 - Scatterplots van gemeten en berekende snelheden en richtingen van de stromingen in de IJzermonding (meetcampagne 19 maart 2003, tijd in GMT).



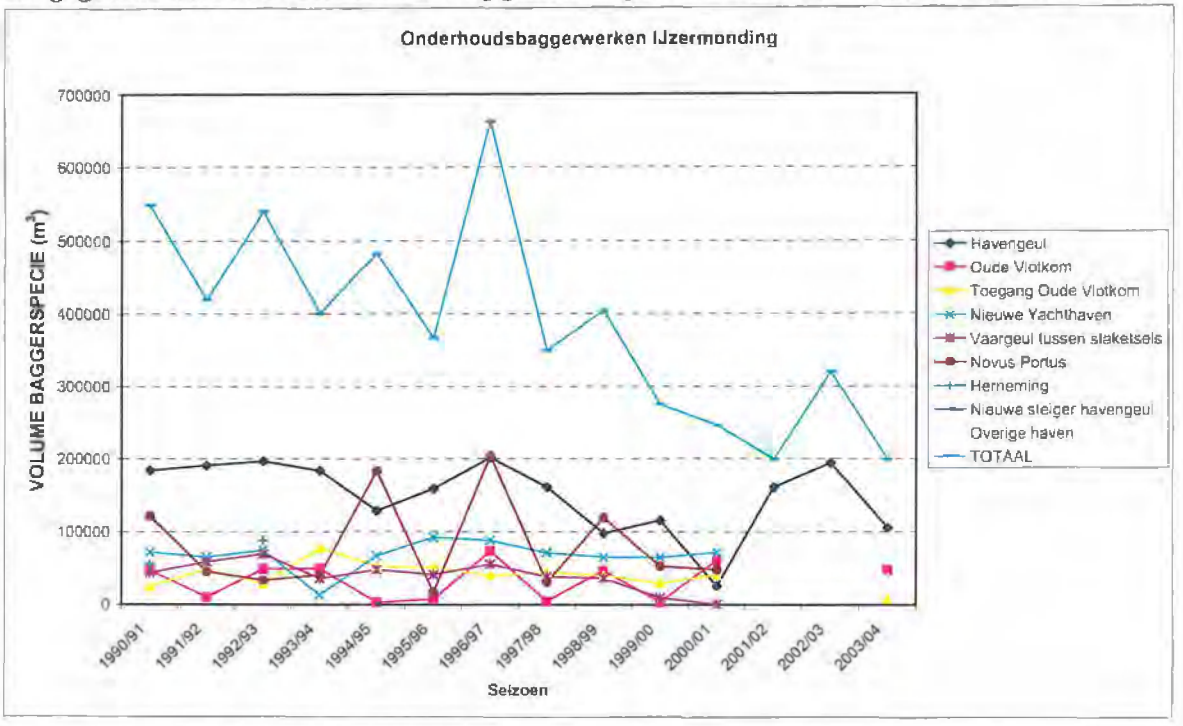
Figuur 7.28 - Berekend snelheidsveld in het tijdok bij hoogwater.

Fig. 7.28 toont een voorbeeld van een berekend snelheidsveld (dieptegemiddelde stroomsnelheden) in een deel van het studiegebied (de overeenkomstige dieptelijnen worden getoond in bijlage 7.4 (fig. 1). Opmerkelijk zijn de twee grote neren die ontstaan bij vloed. Hoewel er in de intertidale zone geen gedetailleerde stroommetingen beschikbaar zijn, kan men visueel de neren terugvinden op het terrein aan de gebogen vorm van de hoogwaterlijn.

7.7 Baggerwerken in de IJzermonding

7.7.1 Baggerhoeveelheden

Om beter inzicht te verkrijgen in het sedimentbudget van de IJzermonding werd informatie verzameld over de onderhoudsbaggerwerken in de vaargeul en haven. Dit gebeurt door *Dredging International* (DEME-groep) in opdracht van *Afdeling Water en Kust* (AWK, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Waterwegen en Zeewezen)[8].
Er wordt jaarlijks gebaggerd tussen december en april[9], het ene jaar licht onderhoud, voldoende voor de jachthaven, het volgende grondig onderhoud, waarbij een overdiepte wordt gecreëerd, momenteel ca. 250 000 m3/jaar (fig. 7.29).
De planning van de baggerwerken gebeurt op basis van manuele lodingen die op een kaart worden ingetekend. De hoeveelheden baggerspecie worden berekend op basis van lodingen voor en na de baggerwerken. De plannen met de lodingen en de tabellen met berekende hoeveelheden baggerspecie werden ons door AWK ter beschikking gesteld.
Sinds 2001 worden door het studiebureau *Medida* controlepeilingen met echosounding uitgevoerd. Deze gegevens werden ook ter beschikking gesteld in gedrukte vorm (plannen) en digitale bestanden.



Figuur 7.29 - Hoeveelheden gebaggerd sediment sinds 1990.

Sinds 2001 wordt een meter dieper gebaggerd, omwille van de vereiste diepgang voor het ander type baggerboot (sleephopper, voorheen cutterzuiger) dat de vaargeul uitbaggert[10]. Dit resulteert in een nieuwe toename van de hoeveelheid gebaggerde specie in de havengeul.

[8] Op 23.08.2001 werd hierover vergaderd met ir. Dirk De Brouwer en ing. Franky Warnier van AWK, opdrachtgever van de onderhoudsbaggerwerken in de IJzermonding.
[9] In de praktijk blijkt men wel eens af te wijken van deze periode (bv. in mei en juni 2002 waren er nog steeds baggerwerken gaande, zowel in de haventoegang als in de jachthaven).
[10] Deze nieuwe baggermethode werd nodig vanwege de nieuwe milieunorm, die verbiedt dat de baggerspecies nog langer in zee wordt gestort (voorheen werd ter hoogte van de laagwaterlijn in zee gespoten, via een pijpleiding).

Fig. 7.29 toont ook hoe er tot 2001 een globaal dalende trend was in de totale hoeveelheid specie. Sinds 2001 lijkt die hoeveelheid niet langer te dalen. Dit zou mogelijk een gevolg kunnen zijn van de erosie van het intergetijdengebied. Het is echter te vroeg om dit met zekerheid te concluderen.
Op basis van de gebaggerde hoeveelheid kan men wel een schatting maken van de overeenkomstige hoeveelheid erosie van het intergetijdengebied, onder de hypothese dat al het gebaggerde materiaal hiervan afkomstig zou zijn. We gaan uit van de hypothese dat de densiteit van de baggerspecie 1200 kg/m^3 bedraagt (een typische waarde voor kleigedomineerde specie) en die van het slikoppervlak 1500 kg/m^3. Dit komt overeen met drogestofgehaltes van respectievelijk 12 en 24% (of 320 en 800 kg/m^3, voor een sedimentkorreldensiteit van 2650 kg/m^3). Het oppervlak van het slik bedraagt ongeveer 20 ha. Een gebaggerde hoeveelheid slib van 250.000 m^3 komt dan overeen met een laagdikte van ca. 0,4 m op het hele slikoppervlak. Dit klopt niet met de realiteit: eerder berekenden we (met de grootst mogelijke omzichtigheid) dat op de hele periode 2001-2005 ca. 6,3cm en daarmee een volume van 13.000m^3 materiaal zou verdwenen zijn van het slik. Bijgevolg moet het grootste deel van het gebaggerde slib uit de vaargeul afkomstig zijn uit zee.
Mogelijk kan stormweer een belangrijk effect hebben: sliblagen voor de kust kunnen worden gefluïdiseerd en binnenstromen als graviteitstroming van vloeibaar slib. Dit fenomeen lijkt de enige verklaring te zijn voor de plotse aanslibbing die men soms na stormen vaststelt in de voorhaven van Zeebrugge.

7.7.2 Implicaties van de baggerwerken

De nieuwe baggermethode impliceert dat slib in de vaargeul moeilijker op de slikken kan terechtkomen, afhankelijk van de energie om het op te woelen. Bijgevolg kan het zijn dat geërodeerd slib van het huidige slik in de vaargeul terechtkomt waar het bezinkt en verloren gaat voor de opbouw van het slik. Een gelijkaardig probleem doet zich voor in Folkestone (U.K.) waar de vorming van een nieuw slik ter compensatie van een nieuwe containerterminal niet lukt omwille van de overbaggering nodig om de nieuwe terminal toegankelijk te maken voor de containerschepen (pers. med. HR Wallingford).

7.8 Conclusies

In het algemeen zijn eventuele conclusies over veranderingen in topografie en sediment nog preliminair. De tijdsduur van het project was te kort vergeleken met de tijdschaal van de morfodynamische aanpassing van het gebied aan de nieuwe toestand. De resultaten moeten daarom voorzichtig worden geïnterpreteerd. Toch kunnen we een aantal (voorzichtige) conclusies trekken:

- Duidelijke veranderingen treden op ter hoogte van het voormalige tijdok en scheepshelling. Het aangelegde profiel van het intertidaal is niet in evenwicht met de hydrodynamische omstandigheden en vertoont lokaal sterke erosie. Het gebied lijkt naar een nieuwe evenwichtstoestand te streven waarbij het sediment vermoedelijk grotendeels lokaal weer wordt afgezet. (o.m. ter hoogte van transect 6). De sedimentsamenstelling van deze zone is dan ook heterogeen.

- Ter hoogte van transecten 2-5 treedt er structurele erosie op aan de laagwaterlijn. Mogelijk houdt dit verband met het recent dieper baggeren van de IJzergeul.

- Ter hoogte van transect 4 heeft zicht tijdens de voorbije decennia langs de hoogwaterlijn van de IJzergeul zand afgezet. Het materiaal is vermoedelijk in het systeem terechtgekomen door erosie van de opgehoogde terreinen. Onder invloed van de windwerking heeft zich hier ook een laag duin ontwikkeld. Het hoog intertidaal is in deze zone nog steeds zandig en leidt tot verdere lokale verzanding van de achterliggende schorre.

- De overige delen van de oude schorre en de slikken in de kreek van Lombardsijde en ter hoogte van transect 5 vertonen een grote stabiliteit. Uit de puntmetingen in het kader van het benthosonderzoek blijkt dat de kreek van Lombardsijde zeer slibrijk is. De slibfractie is nergens zo hoog als in dit door de herstelwerken niet beïnvloede, in de luwte gelegen gebied. In het nieuwe intertidale, geëxponeerde gebied kenmerkt vooral de omgeving van de nieuw gevormde geul zich door een hogere slibfractie; het heeft er alle schijn van dat de sedimentsamenstelling een gezonde intertidale benthosfauna tot stand kan doen komen (grotendeels reeds gerealiseerd), tenzij op de hogere intertidale gebieden, die een hoge zandfractie vertonen (zie hs. 13 voor verdere uitleg over het macrozoöbenthos).

- De morfologie van de lagune blijft relatief stabiel. De belangrijkste verandering is de snelle opvulling van de kom die in het zuidoostelijke einde van het deelgebied werd aangelegd. Tussen transect 4 en 5 heeft zich verder een diepe geul gevormd waarlangs de in- en uitstroom van water gebeurt. Na de initiële vorming tijdens een stormtij is die geul ook vrij stabiel gebleven. Over het grootste deel van de lagune zetten zich dunne laagjes slibrijke sedimenten af, daarbij vermoedelijk geholpen door de pioniervegetatie met Zeekraal en Klein schorrenkruid.

- De overige sedimentatie- en erosieprocessen zijn vermoedelijk lokale fenomenen met geringe impact op de globale toestand van het terrein. We denken daarbij bijvoorbeeld aan de afkalving van de dijkwand rond het voormalige tijdok of de verzanding ter hoogte van de hoogwaterlijn van transect 5 (overgang naar de lagune).

7.9 Aanbevelingen voor toekomstige monitoring

- De transectmetingen geven weliswaar indicaties van trends in de geomorfodynamiek maar gefundeerde uitspraken over sedimentbudgetten vergen een gebiedsdekkende meting van de topografieveranderingen. Dit kan opgevangen worden door het frequenter opstellen van een DTM. Bij voorkeur gebeurt dit – althans aanvankelijk - jaarlijks, aansluitend met de strandmetingen die in functie van de zeewering worden uitgevoerd. Cruciaal is daarbij dat ook de laagste delen van

het intertidaal worden gemeten, een randvoorwaarde die uiteraard ook bij strandmetingen moet vervuld zijn.

- De opvolging van de baggerwerkzaamheden en de invloed op de geomorfologie van de slikken is een belangrijk specifiek aandachtspunt. Hiervoor moeten bathymetrische en topografische metingen op het land worden gecombineerd.
- Een fijnschaliger studie van de sedimentatiepatronen kan gebeuren aan de hand van een groter aantal tweewekelijks opgemeten sederoplots. Aanvullend kunnen metingen van sedimentconcentraties en stroomsnelheden in de verbindingskreek tussen lagune en IJzer worden uitgevoerd om inzicht te krijgen in de aanvoer van sediment naar de lagune.
- Het numerieke model van de IJzer zal aan de KULeuven verder worden ontwikkeld in het kader van eindwerken. In de toekomst zal o.a. sedimenttransport worden bestudeerd. Dit zal o.a. inzicht moeten geven over sedimentuitwisseling met de zee. Verder zal het toelaten een aantal hypothesen te testen (b.v. het effect van de baggerdiepte op sedimentatie-erosie van de intertidale zone). Extra metingen die hiervoor moeten verricht worden omvatten onder meer monstername vlak boven de bodem van de IJzergeul om inzicht te krijgen in het voorkomen van vloeibaar slib. Verder zijn metingen wenselijk van de sedimentconcentraties over een volledige getijdencyclus (13-uursmetingen) binnen de springtij-doodtijcyclus, en tijdens verschillende seizoenen om eventuele verschillen in sedimentfluxen waar te nemen. Dergelijke metingen zouden zowel in de IJzergeul als in de verbindingskreek tussen IJzer en lagune moeten uitgevoerd worden. Ook dienen de data van de metingen op het water verder verwerkt te worden. In het bijzonder de LISST-data werden nog niet geanalyseerd
- In 2005 start het nieuwe FWO-project G.0480.05 "Biofysische Karakterisering van Indicatoren voor Stabiliteit van Slikgebieden d.m.v. remote sensing" (KISS), een samenwerking tussen de onderzoekseenheden *Hydraulica* en *Aardobservatie* van de KULeuven en de sectie *Mariene Biologie* van de UGent. Hierin zal de methodologie voor het verwerken van luchtfoto's voor het bepalen van bodemsamenstelling van slikken en schorren verder worden onderzocht.
- Aanvullende observaties en metingen betreffende eolisch sedimenttransport (b.v. tijdens stormweer) en golven veroorzaakt door de scheepvaart zouden zeer nuttig zijn.

8. Monitoring van condities: hydrologie

Sam PROVOOST

8.1 Inleiding

Over de hydrologie van de IJzermonding is weinig informatie beschikbaar. Op basis van sporadische peilbuismetingen en van de vegetatiekarakteristieken kunnen we echter wel stellen dat de vegetatie binnen het duingebied slechts zeer lokaal door het grondwater wordt beïnvloed (dit in tegenstelling tot het aangrenzende gebied (Kamp Lombardsijde; Degezelle & Hoffmann, 2002) waar enkele grondwaterafhankelijke duinpannes voorkomen). Plaatsen en opvolgen van een uitgebreid peilbuizennetwerk in het duingebied zelf is dus voor de evaluatie van de maatregelen voor natuurherstel weinig relevant. In het kader van dit onderzoeksproject werd daarom geopteerd om de zoet-zoutovergang ter hoogte van de overgang van duin naar intertidaal gebied onder de loep te nemen.

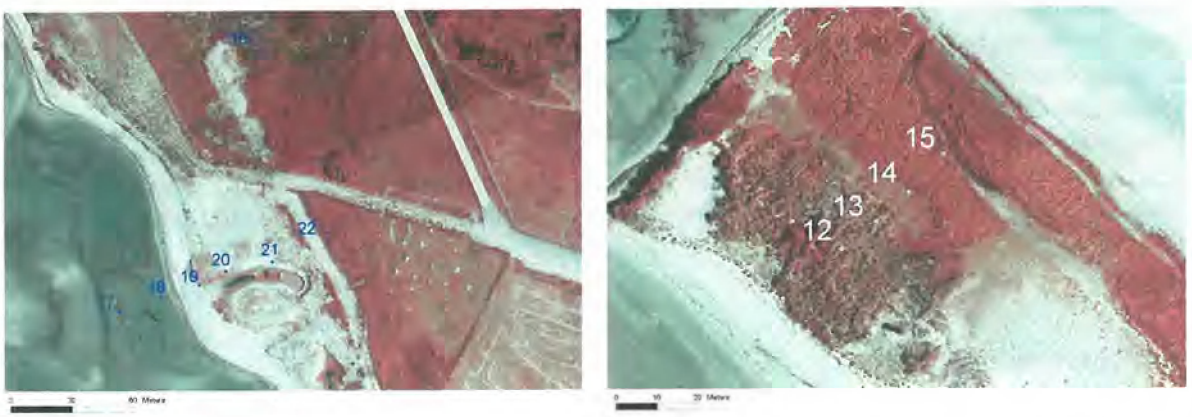
8.2 Methodologie

In het gebied werden twee raaien ondiepe peilbuizen geplaatst (fig. 8.1). De buizen (pvc, Ø 40 mm) zijn onderaan voorzien van een ca. 1 m lange filter. De top van elke peilbuis werd ingemeten met d-GPS (Trimble 5800, met FLEPOS correctie). Reeks 1 bestaat uit zes buizen en omvat de gradiënt van duin naar slik ter hoogte van de voormalige scheepshelling. Reeks 2 bestaat uit 4 buizen op de overgang van het duineiland op de oude schorre naar de achterliggende schorre (fig. 8.2). Een vijfde peilbuis uit deze reeks (pb 16) ter hoogte van het vloedmerk op het strand, raakte volledig overstoven en kon in dit onderzoek daarom niet gebruikt worden.



Figuur 8.1 - Situering van de peilbuizenreeksen, geprojecteerd op de FCIR luchtfoto's van 28 juli 2002.

Vanaf 12 november 2003 tot 12 januari 2004 werd elke buis voorzien van een logger (Van Essen Diver) die elke 15 minuten een registratie maakt van de waterdruk boven de sensor. Op basis van deze gegevens, een referentiemeting van de grondwaterstand en een correctie voor de lokale luchtdruk, kan een absolute waterstand worden berekend. Peilbuis 19 (reeks 1) en 14 (reeks 2) zijn voorzien van een diver die eveneens geleidbaarheid meet. De logger in peilbuis 18 (reeks 1) bleek defect waardoor er geen metingen beschikbaar zijn.

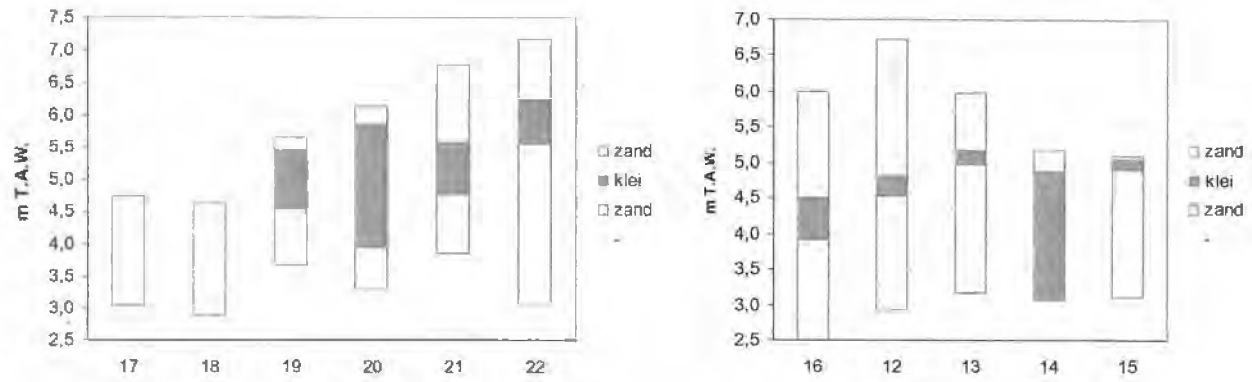


Figuur 8.2 - Gedetailleerde situering van de peilbuizen in reeks 1 (links) en reeks 2 (rechts). Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

8.3 Resultaten

8.3.1 Lithologie

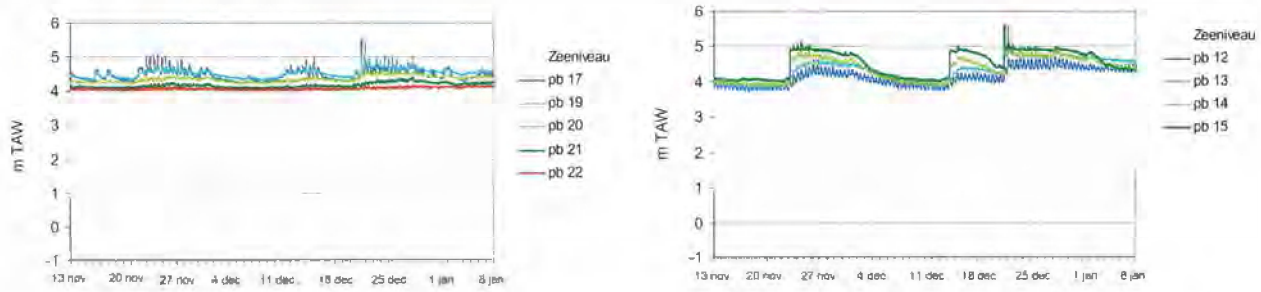
Fig. 8.3 geeft een profielschets van de boorgaten ter hoogte van de peilbuizen. Het duingedeelte van reeks 1 bestaat uit een zandpakket dat al dan niet natuurlijk afgezet is op een laag klei. Deze laag heeft een dikte van 80 tot 190 cm en kan als lokaal ondoorlatend worden beschouwd. Ter hoogte van de peilbuizen in het intertidaal komt deze kleilaag niet voor. Vermoedelijk werd zij tijdens de natuurherstelwerken afgegraven. Ook bij de boring voor peilbuis 10 (ca. 100 m noordwaarts van reeks 1; cfr. fig. 8.2) werd geen kleilaag waargenomen. Waarschijnlijk kent de laag dus slechts een lokale verspreiding. De boringen in reeks 2 vertonen een overwegend zandig profiel, onderbroken door een doorgaans vrij dunne kleilaag. Ter hoogte van pb 14 is de kleilaag echter minstens 1,8 m dik.



Figuur 8.3 – Profielschets van de boorgaten, geboord voor het plaatsen van de peilbuizen (links reeks 1 en rechts reeks 2); peilbuis 16 raakte tijdens de meetperiode in onbruik wegens overstuiving.

8.3.2 Globale grondwaterstroming

De grondwaterstromingen in het gebied van de IJzermonding worden in belangrijke mate bepaald door de zee, de IJzergeul en de Hemmepolder. De invloed van de zee en de getijden wordt duidelijk geïllustreerd in fig. 8.4. Door de traagheid van de grondwaterstroming zijn vooral de hoogwaters bepalend voor de grondwaterstand. Tijdens elke vloed wordt het grondwater aangevuld terwijl eb slechts een gering drainerend effect heeft. Globaal zien we dan ook dat de gemiddelde grondwaterstand ter hoogte van het hoogstrand – of hier de schor-duinovergang - overeenkomt met de gemiddelde hoogwaterlijn (4,4 m TAW).



Figuur 8.4 - Globaal patroon van de gemeten grondwaterstanden in reeks 1 (links) en reeks 2 (rechts), gekoppeld aan het waterpeil in de IJzergeul (gegevens VLIZ).

De grondwaterstanden in reeks 1 vertonen landwaarts een licht daling (fig. 8.4). Een beetje tegen de verwachtingen in, stroomt het grondwater dus niet naar zee maar richting polder. In een ruimere geografische context wordt dit duidelijk (fig. 8.5). De Hemmepolder heeft een hoogteligging van gemiddeld 3,8 m en wordt ontwaterd via een geleed dat in de IJzer uitmondt via het Pietesas. Ter hoogte van dit sas schommelt het peil van het geleed tussen 2,75 en 3,25 m, afhankelijk van opening of stuwing van het sas (gegevens IMDC[11]). Over een afstand van enkele honderden meters bedraagt het stijghoogteverschil van het grondwater dus ruim een meter, wat aanleiding geeft tot een landwaartse stroming.

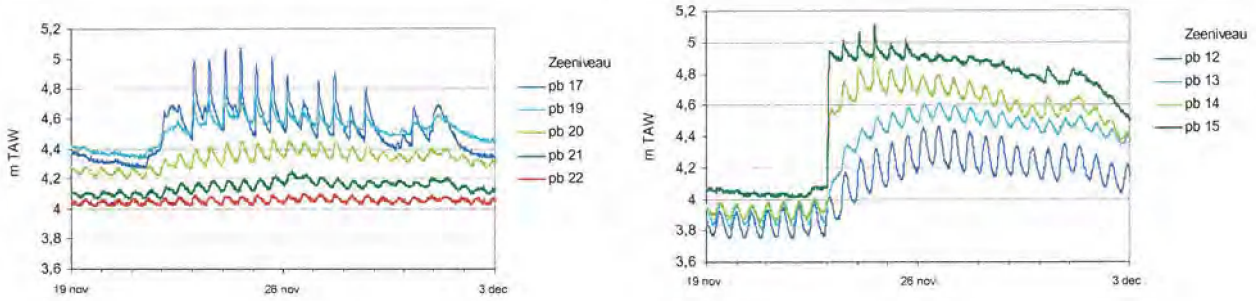
[11] Data verzameld in het kader van het studieproject "Uitwerken van een mathematisch model en natuurontwikkelingsplannen voor de Hemmepolder te Nieuwpoort (Lombardsijde), met aandacht voor Zeewering en waterbeheer" in opdracht van AMINAL, afdeling Natuur, project nr. AN/KZ 2003/04.



Figuur 8.5 - Globale schets van de grondwaterstromingen in de IJzermonding.

De grondwaterstroming ter hoogte van reeks 2 vertoont een lokaal patroon. Hier fungeert vooral het centrale intertidale gebied en bij springtij ook het oude schorre als voedingsgebied voor het grondwater. Dit stroomt globaal af richting Hemmepolder en lokaal, onder het duintje, ook richting zee.

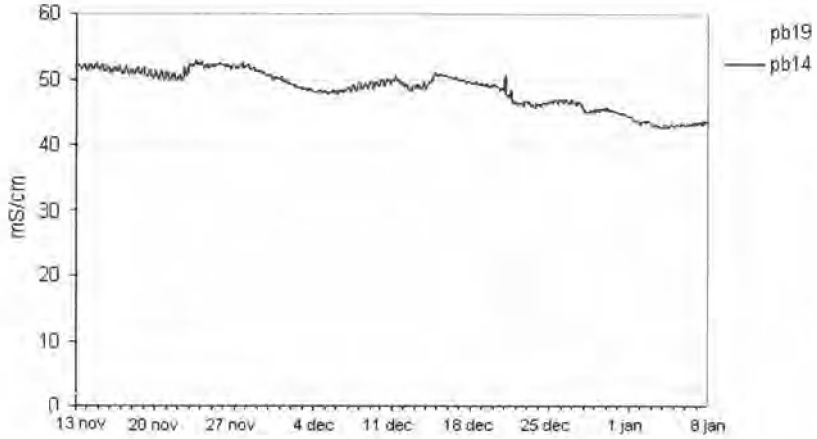
8.3.3 Zoet-zout overgang



Figuur 8.6 - Detail van de gemeten grondwaterstanden in reeks 1 (links) en reeks 2 (rechts), gekoppeld aan het waterpeil in de IJzergeul (gegevens VLIZ).

Het detailpatroon van reeks 1 over een volledige tijcyclus (19 november – 3 december 2003, fig. 8.6) wijst op de aanwezigheid van een waterscheidingskam ter hoogte van de hoogwaterlijn. Deze kan zich verscheidene meters verplaatsen – zij het met enige traagheid – onder invloed van de tijhoogtes.

De geleidbaarheidsmetingen in pb19 tonen aan dat althans het bovenste gedeelte van de watervoerende laag er doorgaans zoet is. Enkel na het hoge springtij van 21 december 2003 (met een maximale waterstand van 5,57 m) wordt er tijdelijk een hogere geleidbaarheid gemeten (fig. 8.7). Ondanks de continue stroming van zout water richting Hemmepolder blijkt het neerslagoverschot toch een verzoeting van de (bovenste zone van de) grondwaterlaag te kunnen bewerkstelligen. Uit onze gegevens valt niet duidelijk af te leiden hoe deze verzoeting precies in zijn werk gaat maar vermoedelijk gebeurt er een afstroming van percolerend neerslagwater boven de kleilaag die op 5,5 tot 6 m TAW wordt aangeboord (zie fig. 8.3). Op het hoogstrand ten zuidoosten van reeks 1 is inderdaad een smalle band met vochtminnende weinig zouttolerante vegetatie te zien (fioringras, biezen, ...), die op een dergelijk fenomeen wijst.
Het grondwater ter hoogte van reeks 2 (pb 14) is permanent zout. De geleidbaarheid vertoont geringe schommelingen die vermoedelijk aan de hoeveelheid neerslag gerelateerd zijn.



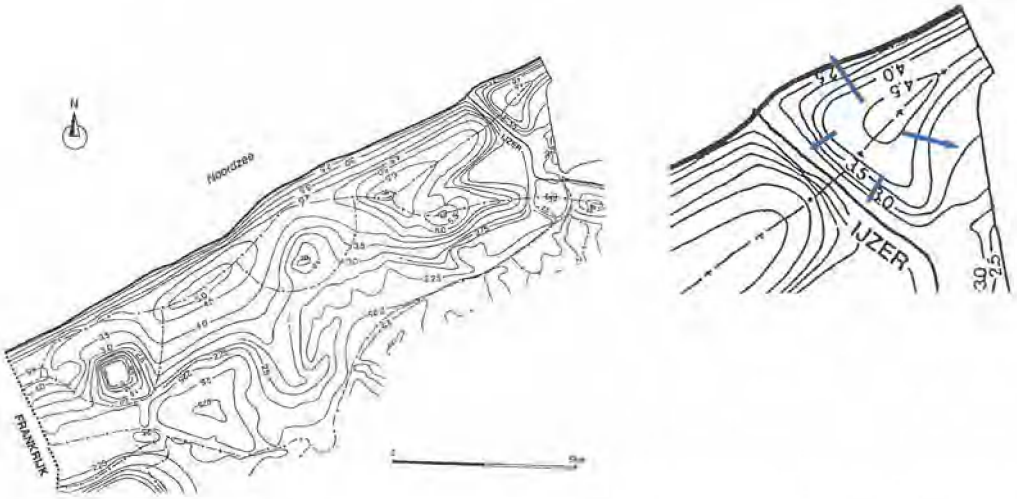
Figuur 8.7 - Geleidbaarheid in pb 19 (reeks 1) in een schor-duinovergangszone en 14 (reeks 2) op de oude schor.

Fig. 8.6 toont een effect van de getijden op de waterdruk in de peilbuizen. Uit de reeksen 20-21-22 en 12-13-14 blijkt de amplitude van deze schommelingen landwaarts af te nemen. Peilbuizen 15, 17 en 19 vertonen geen meetbaar tijeffect, tenminste als zij niet worden overstroomd.

8.4 Conclusies

De algemene grondwaterstroming in het grootste gedeelte van het gebied op de rechteroever van de IJzermonding gaat in de richting van de Hemmepolder. Deze bevindingen geven een ander beeld van de hydrologie van het gebied dan tot nu toe werd aangenomen. We verwijzen hiervoor naar de overzichtskaart met (benaderde) isohypsen van de freatische watertafel aan de Westkust in de Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust (naar Lebbe et al. 1993) waarin een waterscheidingskam te zien is in het midden van het gebied. Het hydrologisch beeld van de IJzermonding uit Lebbe et al. (1993) laat een opbollend zoetwaterreservoir zien dat afstroming vertoond zowel in de richting van de zee, de polder als de IJzergeul (fig. 8.8). Uit de gegevens in dit beperkte onderzoek valt niet af te leiden of zich ook vanuit zee een globale grondwaterstroming richting polder voordoet. De verziltingskaart van De Breuck et al. (1974) geeft een volledige verzoeting van de kwartaire watervoerende lagen aan onder het oostelijke gedeelte van de IJzermonding en de aanpalende St-Laureinsduinen. Een uitbreiding van het peilbuizennetwerk en geleidbaarheidsmetingen over het gehele diepteprofiel kunnen hierover uitsluitsel geven.
De zoet-zoutovergangszone langsheen de IJzergeul is hydrologisch vrij complex door de lithologische opbouw. Het insijpelende regenwater wordt lokaal ondergronds afgevoerd in de richting van de IJzer

aan het oppervlak van een ondiep gelegen kleilaag. Langsheen de ontsluiting van deze laag op het hoogstrand in de omgeving van peilbuisreeks 1 veroorzaakt de uitstroming van dit zoete water tot de ontwikkeling van een karakteristieke vegetatieband gekenmerkt door de aanwezigheid van veel freatofyten. Ter hoogte van peilbuizenreeks 2 werd dergelijk fenomeen niet vastgesteld, vermoedelijk doordat het voedingsgebied voor dit insijpelende regenwater te klein is.
De hier besproken resultaten geven een vrij grof beeld van deze hydrologische zoet-zoutovergang. De detailstudie ervan vergt een veel fijner instrumentarium voor het meten van gradiënten in vocht en geleidbaarheid.



Figuur 8.8 -Globaal grondwaterstromingspatroon aan de Westkust volgens Lebbe et al. (1993); vergelijk met fig. 8.5

8.5 Implicaties voor het verdere beheer

Uit de hydrologische waarnemingen zijn in functie van de vooraf gestelde beheersdoelstellingen geen directe maatregelen gericht op een ingrijpende verandering in de hydrologie noodzakelijk. De belangrijkst hydrologische conditie was de creatie van zoet-zoutgradiënten. De hydrologische waarnemingen op de overgang van schor naar duin geven aan dat hier effectief duidelijk zoet-zoutgradiënten ingesteld zijn, wat overeenstemt met de gewenste situatie.
Wat op voorhand niet echt ingecalculeerd was in het ecologische streefbeeld en bij de uitvoering van de herstelwerken is het spontane ontstaan van zoete kwelwaterzones ter hoogte van reeks 1. Uit de lithografische gegevens van deze peilbuisreeks (fig. 8.3) blijkt hiervoor een ondiep zittende kleilaag verantwoordelijk te zijn waarop zoet grondwater horizontaal afstroomt dat uittreedt in de lager gelegen zones waar deze kleilaag dagzoomt. Algemeen wordt deze extra dimensie qua habitatdiversiteit geapprecieerd en bewerkstelligt ze een toename aan biodiversiteit (zie ook hs. 12 over de terrestrische arthropoden). Anderzijds stelt het achterliggende gebied (de omgeving van transect 6) een beheersprobleem, gelet op de weinig soortenrijke, vrij monospecifieke ruige grasvegetaties die er voorkomen en die de neiging hebben tot ruderaliseren. Vandaar dat het gunstig zou zijn om dit gebied een nieuw reliëf te geven door lokale afgravingen, waarbij er uiteraard over gewaakt moet worden dat de begraven kleilaag niet wordt aangetast om percolatie van het neerslagwater te voorkomen. Dit idee zal worden opgenomen in de beheersopties in het ontwerpbeheersplan.

9 Monitoring condities: de zaadbank

Maurice HOFFMANN & Els STICHELMANS

9.1 Inleiding

Om de kans op kolonisatie van de nieuw ontstane, vooral intertidale terreinen door autochtone of allochtone zaadbank na te gaan, werd aan het begin van het monitoringproject een studie uitgevoerd van de zaadbank in de bodem. Dit onderzoek gebeurde in het kader van het MSc-thesisonderzoek van Els Stichelmans (2002).
Daarbij lag de nadruk op het intertidale gebied, aangezien het oppervlak relictschor in de beginsituatie zodanig beperkt was dat gevreesd werd dat onvoldoende diasporen aanwezig zouden zijn voor de snelle kolonisatie van de nieuw te creëren intertidale gebieden. Daarnaast werd ook het duingebied bemonsterd. De in deze studie verzamelde gegevens werden later geïntegreerd in een bijdrage tot de Internationale Conferentie over Dunes & Estuaries (Bossuyt et al. 2005). Dit manuscript werd toegevoegd aan het eind van dit hoofdstuk.

9.2 Methodologie

Voor de monstername werd gebruik gemaakt van de transecten die werden uitgelegd in het kader van de studie van de topografie, de flora en vegetatie en de terrestrische arthropoden. De locatie hiervan en de manier van uitzetten staan uitgelegd in hoofdstuk 11 over vegetatie als responsvariabele. Stalen werden genomen ter hoogte van permanente vegetatieplots.

9.2.1 Staalname

Begin oktober tot begin december 2001 werden ter hoogte van een groot deel van de destijds afgebakende PQ's (n=119, zie methodologie vegetatie; er werden geen stalen genomen in de later pas afgebakende transecten 12 en 13) bodemstalen genomen met een grondboor (diameter 5 cm). Hierbij werd steeds de bovenste 7 cm van de bodem bemonsterd met een oppervlakte van 19,635 cm^2 en een volume van 137,445 cm^3. De diepere lagen werden niet bemonsterd, aangezien uit vroeger onderzoek reeds bleek dat hier meestal geen zaden uit kiemen (zie ondermeer Ter Heerdt & Drost, 1994; Bekker et al, 2000). Uit later gepubliceerd onderzoek (Wolters & Bakker, 2002) is weliswaar gebleken dat uit de diepere lagen (5-10 cm onder het maaiveld) van oude schorsystemen vaak wel nog grote aantallen zaden kunnen kiemen, maar van de bemonstering hiervan werd afgezien, aangezien we vooral geïnteresseerd waren in de voor herkolonisatie beschikbare zaden in het systeem.
Per vegetatieopname die tijdens de zomer gemaakt werd, namen we 21 bodemstalen: 1 voor de textuurbepaling en 20 voor de analyse van de zaadbank zodat we ongeveer 2,5 l bodem hadden per vegetatieopname. Deze 20 stalen werden grondig gemengd tot een homogeen mengstaal. Alle stalen werden gedurende minimum drie weken in de koelkast geplaatst om een vernalisatieperiode te simuleren, de temperatuur bedroeg hier ca. 4°C. Hoewel normaliter een vast volume werd ingezameld (2,75 L= volume 1 staal x 20 stalen), moest achteraf het volume exact bepaald worden,, omdat niet altijd de volledige bovenste 7 cm meekwam bij de boringen. Het teveel aan mengstaal werd verwijderd tot een te analyseren mengstaal van 2,5 L overbleef. Deze mengstalen werden gezeefd, eerst door een zeef met 4mm poriën om stenen, schelpfragmenten, rhizomen, wortels en ander organisch materiaal te verwijderen, daarna door een zeef met 200 µm poriën om het meeste zand te verwijderen met een reductie van het volume als gevolg (Ter Heerdt et al. 1996). Het nat zeven nam zeer veel tijd in beslag voor het aantal stalen en de tijd die voorhanden was, zodat besloten werd om de stalen uiteindelijk droog te zeven.

9.2.2 De kiemingsexperimenten

Het uitzaaien van de bodemstalen gebeurde in de serre te Wenduine (samenwerking met VLIZ en AWZ-AWK). Dit gebeurde op een 2 cm dikke laag van op voorhand gesteriliseerd substraat bestaande uit zand en compost in een 1:1 verhouding. Sterilisatie werd bekomen door het mengsel gedurende 48h in een oven te verhitten tot 110°C. Hierna werd op het gesteriliseerd substraat het bodemmengstaal in een zo dun mogelijke laag (<5 mm) uitgelegd in plastiek kiembakken (40*45cm), zodanig dat alle zaadjes voldoende licht zouden ontvangen.
Daar de serres niet voldoende plaats boden om al de stalen (ca. 630 bakken) te laten kiemen, werd slechts een selectie van stalen uitgezaaid met dien verstande dat alle visueel onderscheiden vegetatietypen zouden vertegenwoordigd zijn, waarbij er naar gestreefd werd om in ieder geval zoveel mogelijk de door de natuurherstelmaatregelen beïnvloede of nieuw ontstane locaties te onderzoeken op hun zaadbank. Het betreft hier de slikken en schorren, de reeds afgebroken tijhaven en de nieuw aangelegde dijken; de door de werken minder beïnvloede duinen waren geen prioriteit.
In totaal werden 96 stalen uitgezaaid, verdeeld over 241 bakken. Kieming werd gedurende 4 maanden opgevolgd.

9.2.3 Determinatie van de kiemplanten

De kiemplanten werden verwijderd van zodra ze konden gedetermineerd worden om bloei en zaadzetting en eventuele licht- en ruimtecompetitie voor nog ontkiemende zaden te vermijden.
Vaak is het echter nodig om de planten tot bloei te laten komen voor een correcte determinatie tot op soortsniveau. Dit was niet altijd mogelijk aangezien de planten dan het licht ontnamen van andere zaden Ook zou dit de kans vergroot hebben op uitzaaiingen en dat moest uiteraard vermeden worden.
Zo komt het dat in de resultaten bepaalde individuen van sommige genera wel tot op soortniveau staan vermeld terwijl andere slechts tot op genusniveau zijn aangeduid. Het betreft de genera: *Atriplex, Carex, Cerastium, Cirsium, Erodium, Juncus, Lotus, Medicago, Myosotis, Phleum, Rumex, Sagina, Salicornia, Spergularia, Trifolium, Veronica* en *Vicia.*
Op het einde van de 4 kiemingsmaanden werden de kiemplanten die net ontkiemd en nog niet identificeerbaar waren, aangeduid als 'kiem'. Hierbij werd onderscheid gemaakt tussen dicotylen en monocotylen, respectievelijk kiem DC en kiem MC. De determinatie werd bemoeilijkt door het optreden van een 'serre-effect' (afwijkende groeivormen (geëtioleerde planten, afwijkende morfologie) ten gevolge van suboptimale kiemingsomstandigheden) en de soms onduidelijke onderverdeling in ondersoorten en kruisingen. Een voorbeeld van het serre-effect is duidelijk te zien bij *Arenaria serpyllifolia* waar de blaadjes normaal zittend zijn, maar in de serre gesteeld bleken. Bij *Sagina apetala* werd onderscheid gemaakt tussen de 'gewimperde' vorm, die in dit experiment het meest voorkwam en een 'ongewimperde' vorm, die we hier slechts af en toe waarnamen. We hebben deze soort niet opgedeeld om verwarring te vermijden. Ook hebben we bij *Chenopodium rubrum* soms een meer liggende vorm waargenomen, die dan initieel onderscheiden werd als *C. botryodes* (Beursjesganzenvoet). Deze soort zou op zilte gronden voorkomen. Omdat deze 'soort' echter niet door iedereen erkend wordt, hebben we deze liggende vormen uiteindelijk bij *Chenopodium rubrum* ondergebracht.
Bij *Atriplex prostrata* waren sommige exemplaren erg gedrongen van vorm, waarbij de zijtakken vaak enkele vrouwelijke bloemen in hun oksels hadden, een aantal van deze bloemen waren duidelijk gesteeld en de steelblaadjes van die bloemen hadden een iets uitspringende nervatuur. Dit werd initieel als de variëteit *longipes* benoemd. De 7 stalen waarin deze voorkwamen zijn gelegen in transect 1, 2 en vooral 4. In de resultaten hebben we deze uiteindelijk allemaal onder *Atriplex prostrata* geplaatst.
Onder de naam *Ammophila arenaria* hebben we, behalve kiemplanten van Helm, ook kiemplanten ondergebracht, waarvan we vermoeden dat het om Noordse helm (x *Calammophila baltica*) gaat, dit is een intergenerische kruising tussen *Ammophila arenaria* en *Calamagrostis epigejos*. Aangezien het nog in een jong stadium was, hebben we deze ondersoort niet met zekerheid kunnen vaststellen en dus ook niet apart vermeld.
Houtige plantensoorten, zoals *Crataegus, Pinus* en *Salix* werden slechts tot op het genusniveau gedetermineerd.
De wortels van de kiemplantjes werden steeds zo goed mogelijk verwijderd. Toch konden we niet vermijden dat uit een vergeten vegetatief deel van een verwijderde kiemplant soms opnieuw een

plantje uitgroeide. Waar er duidelijk sprake was van een uitloper, is deze niet in de analyse opgenomen. In sommige gevallen bleek het onderscheid echter niet evident. Dit was het geval bij de genera *Senecio* en *Cirsium*.
Ook vormden sommige grassen als *Poa pratensis* een mat van uitlopers, waardoor het onderscheid tussen de individuen moeilijk werd.
Bakken waaruit langere tijd geen zaden meer kiemden werden volledig omgewoeld om de zaden die eventueel onderaan in de bak zaten de kans te geven om alsnog te kiemen.

9.3 Resultaten

Alle resultaten van de zaadbankanalyse zijn weergegeven in bijlage 9.1 en 9.2. De belangrijkste kiemers staan in tabel 9.1 weergegeven. In fig. 9.1 staan de proefvlakken aangeduid waar zaadbankstalen werden genomen.



Figuur 9.1 - Vlaams natuurreservaat De IJzermonding, locaties (blauwe punten) van de proefvlakken (blauwe stippen) waarvan bodemstalen werden geanalyseerd op de aanwezige zaadbank (Stichelmans, 2002); rode stippen zijn permanente transectpalen. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Tabel 9.1 - Plantensoorten waarvan minstens 50 zaden kiemden uit 92 bodemmengstalen uit het VNR De IJzermonding (2001).

Mengstalen werden opgedeeld in een groep met intertidaal gelegen plaatsen, al dan niet met een schorvegetatie en hoog intertidaal of supratidaal gelegen plaatsen; #st: aantal stalen waaruit zaden kiemden; #zad: totaal aantal zaden dat kiemde; #/st: aantal kiemende zaden uit stalen waaruit minstens 1 zaad van de betreffende soort effectief kiemde; S: zouttolerantiegetal volgens Ellenberg et al. (1991), daar waar zij differentiëren tussen binnenlandse versus kustomgeving, wordt het S-getal van kustomgeving vermeld; levensvorm: ⊙: eenjarig; ⊙⊙: meestal tweejarig; overbl.: meerjarig.

zaadkieming onder serreomstandigheden	levensvorm	S	alle stalen (n=92)			intertidaal zonder vegetatie (n=13)			intertidaal met vegetatie (n=53)			supratidaal met vegetatie (n=26)		
			#st	# zad	#/st	#st	# zad	#/st	#st	# zad	#/st	#st	# zad	#/st
Salicornia europaea	⊙	9	51	197 8	38,8	4	21	5,3	43	194 5	45,2	4	12	3,0
Spergularia marina+maritima	⊙	8/9	36	178 7	49,6	0	0	0,0	35	178 6	51,0	1	1	1,0
Arenaria serpyllifolia	⊙	0	32	172 6	53,9	7	44	6,3	6	8	1,3	19	167 4	88,1
Chenopodium rubrum	⊙	1	34	122 5	36,0	4	96	24,0	23	967	42,0	7	162	23,1
Urtica dioica	overbl	0	48	978	20,4	10	131	13,1	28	128	4,6	10	719	71,9
Sagina maritima	⊙	4	5	835	167	0	0	0,0	4	833	208	1	2	2,0
Claytonia perfoliata	⊙	0	10	527	52,7	0	0	0,0	10	527	52,7	0	0	0,0
Sagina apetala	⊙	0	18	476	26,4	2	8	4,0	4	106	26,5	12	362	30,2
Atriplex prostrata	⊙	7	24	449	18,7	2	3	1,5	20	443	22,2	2	3	1,5
Suaeda maritima	⊙	8	29	400	13,8	0	0	0,0	28	399	14,3	1	1	1,0
Conyza canadensis	⊙	0	12	399	33,3	1	1	1,0	9	396	44,0	2	2	1,0
Poa pratensis	overbl	0	7	258	36,9	1	1	1,0	1	23	23,0	5	234	46,8
Dicotyle kiemplant	?	?	55	247	4,5	3	5	1,7	36	143	4,0	16	99	6,2
Poa annua	⊙	2	11	181	16,5	0	0	0,0	2	4	2,0	9	177	19,7
Ranunculus sceleratus	⊙	2	36	148	4,1	3	28	9,3	29	116	4,0	4	4	1,0
Atriplex littoralis	⊙	7	17	142	8,4	0	0	0,0	15	133	8,9	2	9	4,5
Anagallis arvensis	⊙	0	7	125	17,9	0	0	0,0	1	46	46,0	6	79	13,2
Solanum nigrum	⊙	0	25	121	4,8	1	1	1,0	20	114	5,7	4	6	1,5
Cirsium arvense	overbl	3	25	112	4,5	0	0	0,0	19	70	3,7	6	42	7,0
Plantago coronopus	overbl	4	8	107	13,4	0	0	0,0	4	97	24,3	4	10	2,5
Triglochin maritimum	overbl	8	9	104	11,6	0	0	0,0	9	104	11,6	0	0	0,0
Poa trivialis	overbl	1	9	97	10,8	1	1	1,0	3	32	10,7	5	64	12,8
Carex arenaria	overbl	1	15	93	6,2	2	2	1,0	1	1	1,0	12	90	7,5
Senecio jacobaea	⊙⊙	0	18	82	4,6	0	0	0,0	9	20	2,2	9	62	6,9
Sonchus asper	⊙	1	24	81	3,4	0	0	0,0	17	63	3,7	7	18	2,6
Agrostis stolonifera	overbl	?	15	80	5,3	1	2	2,0	4	5	1,3	10	73	7,3
Solanum triflorum	⊙	?	11	78	7,1	0	0	0,0	9	69	7,7	2	9	4,5
Limonium vulgare	overbl	8	12	72	6,0	0	0	0,0	12	72	6,0	0	0	0,0
Lycopus europaeus	overbl	0	28	70	2,5	2	2	1,0	25	67	2,7	1	1	1,0
Juncus bufonius	⊙	2	19	62	3,3	2	2	1,0	5	30	6,0	12	30	2,5
Veronica arvensis	⊙	0	13	51	3,9	2	3	1,5	2	13	6,5	9	35	3,9
Diplotaxis tenuifolia	overbl	O	6	50	8,3	0	0	0,0	1	1	1,0	5	49	9,8

Gemiddeld # soorten/mengstaal	10,41	5,08	10,46	12,96
Gemiddeld #zaden/m²	3663	754	4056	4153

We maken daarbij onderscheid tussen intertidale en supratidale situaties, aangezien de vegetatie scherpe grenzen vertoont in functie van het al dan niet (ooit) overstromen met zout water. In alle vegetatieanalyses die werden uitgevoerd voor dit project is dit een scherpe grens, links en rechts waarvan weinig gemeenschappelijke soorten zijn vast te stellen. Verder maken we voor het intertidaal onderscheid tussen onbegroeide, nieuw gecreëerde intertidale gebieden en begroeide gebieden (oud onaangetast schor in het zuiden van het studiegebied).

Enkele van de opvallende vaststellingen over de samenstelling van de zaadbank worden hieronder puntsgewijze behandeld.

9.3.1 135 kiemende taxa met 13808 kiemplanten.

In totaal kiemden er 135 taxa, met een gemiddelde per mengstaal van ruim 10 taxa. Dit zijn niet alleen soorten maar ook niet tot op de soort determineerbare plantentaxa. Het aantal identificeerbare soorten bedroeg 110. Er werden 13808 kiemplanten vastgesteld met een gemiddelde densiteit van 144 zaden per mengstaal, dat betekent 3663 ontkiemende zaden/m² uit de bovenste 7 cm van de bodem. Dit aantal verschilt echter sterk in functie van de omstandigheden. Meest frequent kiemende soorten zijn twee zouttolerante therofyten, met name *Salicornia europaea* en de soortengroep *Spergularia marina + S. maritima*. Opvallend in vergelijking met vele andere zaadbankanalyses, is het geringe aantal kiemende zaden van *Urtica dioica*, dit zowel in het intertidale als in het supratidale deel van het studiegebied. Vooral ook *Juncus* spp. zijn veel minder talrijk dan in veel andere zaadbankstudies (Thompson et al. 1997). In vergelijking met de bovengrondse vegetatie meest opvallende en zeer frequente zaadbanksoort bleek Zeevetmuur (*Sagina maritima*) te zijn. Deze soort was weliswaar ook bovengronds bekend van het stuifduin aan de noordwestrand van het oude schorreliet (mond. med. Marc Leten), maar kiemde in de zaadbankanalyse ook uit bodemstalen van het noorden van het studiegebied.

9.3.2 Dominantie van zaden van eenjarige plantensoorten.

Bijna 80 % van de ontkiemende zaden is afkomstig van therofyten. Uitschieters zijn *Salicornia europaea, Spergularia marina+maritima, Arenaria serpyllifolia, Chenopodium rubrum, Sagina maritima* en *Claytonia perfoliata*, met elk > 500 ontkiemende zaden. De enige overblijvende soorten die een redelijk hoge kiemfrequentie vertonen zijn *Urtica dioica, Poa pratensis, Cirsium arvense, Plantago coronopus, Triglochin maritimum, Poa trivialis, Carex arenaria, Agrostis stolonifera, Limonium vulgare* en *Lycopus europaeus* (alle > 50 kiemende zaden).
Onder de zouttolerante soorten (S-getal>0) zijn zeer weinig overblijvende soorten, ook hier domineren zouttolerante therofyten.

9.3.3 Veel kieming uit oud schor, nog weinig kieming uit nieuw gecreëerd, nog vegetatieloos intertidaal.

De zaadbank van het schorrestant dat altijd gespaard gebleven is, is hoofdzakelijk samengesteld uit eenjarige zouttoleranten. De belangrijkste zijn *Salicornia europaea, Spergularia marina+maritima, Chenopodium rubrum, Sagina maritima, Atriplex prostrata, Suaeda maritima, Atriplex littoralis* en *Ranunculus sceleratus. Triglochin maritimum, Plantago coronopus* en *Limonium vulgare* zijn de enige meerjarige schorsoorten die met meer dan 50 zaden ontkiemen uit de schorbodemstalen. Er ontkiemden gemiddeld 159 zaden per mengstaal of 4056 zaden/m2 schorbodem (bovenste 7 cm bodem). Per mengstaal was het aantal soorten gemiddeld 10,46.

Uit het nieuw gecreëerde intertidale gebied kiemden weinig tot zeer weinig zaden. Er zijn daarmee geen aanwijzingen dat er een grote "begraven zaadbank" aanwezig zou zijn. Ook het gemiddelde aantal soorten per mengstaal (5,08 per staal) was beduidend geringer dan voor de oude schorbodems.

De gemiddelde dichtheid van ontkiemend zaad is slechts 30 zaden per staal, d.w.z. 754 zaden/m². De overgrote meerderheid hiervan betreft bovendien geen zaad van typische schorsoorten. Atypische plantensoorten, zoals *Urtica dioica, Chenopodium rubrum, Arenaria serpyllifolia, Ranunculus sceleratus* en *Chenopodium album* vormen samen 92,5%, typische schorsoorten (enkel *Salicornia europaea* en *Atriplex prostrata*) vormen samen slechts 7,5% van de zaadbank van de nieuwe intertidale gebieden (steekproef: n=13).

9.3.4 Weinig kieming van duinspecifieke soorten uit de duinbodems

Het aantal kiemende zaden in de duinbodems is vergelijkbaar met dat uit de schorbodems (167 kiemende zaden/staal, 4153 zaden/m²). Het aantal soorten is hoger (bijna 13) dan op de intertidale gebieden, maar het aantal duinspecifieke soorten of duingraslandspecifieke soorten is eerder gering. Ook uit deze hoog intertidale en supratidale bodemstalen (vnl. duinen, enkele zanddijken en vloedmerken) kiemen vooral eenjarige plantensoorten, met dominantie van *Arenaria serpyllifolia*, dat in 19 op 26 stalen met in totaal 1674 zaden kiemt (64 per staal (alle supratidale stalen in rekening brengend), 1640/m²). Andere frequente, supratidale kiemers met meer dan 50 kiemende zaden zijn *Urtica dioica, Sagina apetala, Poa pratensis, Poa annua, Chenopodium rubrum,* niet nader geïdentificeerde dicotylen, *Carex arenaria, Anagallis arvensis, Agrostis stolonifera, Poa trivialis* en *Senecio jacobaea*.

9.4 Conclusies: gevolgen van de zaadbanksamenstelling voor potenties van natuurherstelmaatregelen.

Voor het realiseren van de habitatdoeltypen is de aanwezigheid van diasporen van de kenmerkende soorten uiteraard cruciaal. Het beperkte aantal echte duingraslandsoorten in de zaadbank betekent dat ze van ver moeten aangevoerd worden, wat niet evident is, gelet op de relatief hoge isolatiegraad van het gebied. Mogelijke zaadbronnen voor soorten als *Thesium humifusum* liggen op minstens enkele km. Ook het beperkte aantal schorsoorten in de zaadbank van schor en nieuw-intertidaal zal de schorontwikkeling van deze laatste vertragen. Schorsoorten kunnen alleen via zaaddispersie en kolonisatie het nieuwe gebied gaan bevolken. Weliswaar zijn de belangrijkste annuellen in relatief grote aantallen aanwezig, enkele overblijvende soorten zijn echter zeldzaam. De verder nog te bespreken recente vegetatieontwikkelingen in de nieuwe intertidale gebieden bevestigen het vermoeden dat de nieuwe schorgebieden niet direct vol zullen staan met het hele spectrum aan schorplanten: *Salicornia europaea* en *S. procumbens, Suaeda maritima* en beide *Spergularia* soorten koloniseren de nieuwe gebieden zeer snel en relatief massaal, van overblijvende schorsoorten is vooral *Limonium vulgare* maar ook reeds *Puccinellia maritima* en *Elymus athericus* reeds succesvol in de kolonisatie. Soorten als *Aster tripolium, Triglochin maritimum* en *Artemisia maritima* arriveerden nog niet of nauwelijks in de nieuwe gebieden.

Published in Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse & I. Dobbelaere (Eds). 2005: 269-278.
Proceedings 'Dunes and Estuaries' – International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 pp.

9.5 The importance of seed bank knowledge for the restoration of coastal plant communities – a case study of salt marshes and dune slacks at the Belgian coast

Beatrijs Bossuyt[1], Els Stichelmans[1] & Maurice Hoffmann[1,2]

[1]Terrestrial Ecology Unit, Department of Biology, University of Ghent, Krijgslaan 281(S8), B-9000 Ghent, Belgium
E-mail: Beatrijs.Bossuyt@Ugent.be

[2] Institute of Nature Conservation, Research Group Landscape Ecology and Nature Management, Kliniekstraat 25, B-1070 Brussels, Belgium

9.5.1 Abstract

Knowledge on seed bank density and species composition is crucial for predicting the probability that target species will establish in the plant community on a restored site. A general overview of data available for plant species occurring in coastal plant communities showed that information on seed persistence is up to now very limited. The available data suggest that restoration of coastal plant communities cannot rely on the seed bank, except for annual species of salt marshes, and that the seed bank is to a large extent composed by species of nutrient rich habitats. This was confirmed by two case studies in dune slacks and salt marshes on the Belgian coast. Seed density in dune slacks was found to be relatively high, but the seed bank contained almost exclusively seeds of species of nutrient rich habitats, resulting in a very low similarity ratio between seed bank and vegetation. Germination from the seed bank would rather hamper the establishment of target species because competitive pressure imposed by fast growing species of nutrient rich habitats would increase. In salt marshes, the similarity between seed bank and vegetation was higher, because there is a higher contribution of typical salt marsh species in the seed bank, although not all target species are equally represented. To allow predictions of future species composition on restored sites, seed bank studies should be an essential part of each coastal restoration project.

ecological group, seed longevity index, seed persistence, target species, dune slack, salt marsh

9.5.2 Introduction

Coastal plant communities, such as salt marshes, dune slacks and dune grasslands, contain several species that are endangered in a west-European context (Bakker *et al.* 2002, Grootjans *et al.* 1999). To avoid extinctions of these populations, it will be necessary to conserve the remaining habitats, and to restore habitats and disappeared plant communities. On restored sites, target species can establish in the plant community through dispersal from source plant communities, or through germination from viable seeds in the soil seed bank (Bakker and Berendse, 1999). This soil seed bank can also contain seeds of non target species, which may rather hamper the establishment of target species by interspecific competition (Bossuyt *et al.*, 2002). Knowledge of the seed bank composition of the site to be restored and the seed persistence characteristics of plant species of the target communities is hence essential to predict restoration success.

This knowledge is however very limited for coastal plant communities (Bekker *et al.*, 1999; Owen *et al.*, 2001; Wolters and Bakker, 2002). Some studies on temperate salt marshes concluded that the seed bank contained mainly annual species, and that the dominant perennial species in the vegetation were not present in the seed bank (Ungar and Woodel, 1993; Ungar and Woodell, 1996; Egan and Ungar, 2000; Wolters and Bakker, 2002). This resulted in a low similarity between seed bank and vegetation. Seed densities in temperate salt marshes ranged from 936 to 15,605 seeds/m², with mainly seeds of *Juncus gerardii, Glaux maritima, Salicornia sp. Spergularia maritima* and *Suaeda maritima* (Ungar and Woodell 1993; 1996; Egan and Ungar, 2000; Wolters and Bakker 2002). In contrast, studies on arctic salt marshes found a dominance in the seed bank of perennial graminoid species and a higher seed density, up to 83,953 seeds/m² (Jutila, 1998; Chang *et al.*, 2001; Jutila, 2001).

In dune slacks and dune grasslands, the seed bank is mainly composed of non target species of nutrient rich habitats (Bekker *et al.*, 1999; Owen *et al.*, 2001; Bossuyt and Hermy, 2004). Seed densities in dune slacks increased with increasing slack age, up to 14,646 seeds/m² (Bekker *et al.*, 1999; Bossuyt

and Hermy, 2004), while seed densities in dune grassland were found to be very low (3 seeds/m²) (Owen *et al.*, 2001). Also in early successional dune habitats where there is still frequent sand movement by wind erosion, the seed bank is as good as absent (8 seeds/m²) (Looney and Gibson, 1995).

From the results of these studies, it seems that counting on germination from the seed bank for restoration of coastal plant communities is at least to be questioned. A general overview and comparison of the possibilities in different coastal plant communities is however still lacking. Therefore, the objectives of this study are:

- Providing a general overview of the data available on seed persistence characteristics of species of coastal plant communities;
- Comparing seed bank and vegetation composition in two plant communities at the Belgian coast: dune slacks and salt marshes;
- Discussing the potential of the seed bank for restoration possibilities of coastal plant communities.

9.5.3 Material and methods

9.5.3.1 General overview of seed bank knowledge

We derived a list of 274 diagnostic and differentiating species occurring in coastal plant communities based on Schaminée *et al.* (1996; 1998) and Stortelder *et al.* (1999). For each of the 274 species the number of records available in the database of Thompson *et al* (1997) was calculated. For species with at least 5 records, we calculated the seed longevity index (SLI) (Bekker *et al.*, 1998). The seed longevity index varies between 0 and 1 and is a measure for the longevity of the seeds in the soil. Then, all species were assigned to one of the 7 following ecological groups, based on Cosyns *et al.* (1994), : species of beaches and dunes with sand movement, species of mud flats and tidal salt marshes, species of nutrient rich marshes and grasslands, species of medium nutrient rich grasslands, species of nutrient poor calcareous rich marshes and grasslands, species of nutrient poor marshes and grasslands with acid soils, species of forest edges and clearings and species of shrub and forest vegetations. For each ecological group, we calculated the average number of records available and the average SLI for species for which at least 5 records are available

9.5.3.2 Case studies

The study area for the dune slack seed bank study consisted of two nature reserves (Ter Yde (260 ha) and the Westhoek (340 ha)) near the western Belgian coastline. In each reserve, the management aims at the conservation and restoration of dune slack vegetation. Management measures include mechanical removal of *Hippophae rhamnoides* shrubs, mowing, grazing and in some cases small scale sod cutting or topsoil removal. Dune slack vegetation consists of a mixture of forb and graminoid species, in a matrix of small shrubs. For each slack in the region, information concerning date of origin was available.

We selected 20 slacks in different successional stages, ranging from 5 to 55 years. Vegetation data were collected during the summer of 2001 in a variable number of 1 x 1 m plots in each slack. In each plot, the cover of all species was estimated with a decimal scale. A total of 228 plots was surveyed. Seed bank data were collected by a seedling germination method in October 2002. In each slack, again a variable number of randomly positioned 1x1 m plots was sampled. In each plot, 10 samples were taken at random with an auger of 3.5 cm diameter down to 10 cm depth, after removal of the litter layer. A total of 134 plots was sampled for seed bank analysis. The soil samples were sown and brought into favourable conditions for germination, and the germinated seedlings were identified and counted. For 4 age classes of dune slacks (less than 10 years old, 10-20 years, 20-30 years and more than 30 years), we calculated the contribution of the 7 ecological groups in the vegetation and the seed bank, by dividing the sum of the cover or the number of seeds of the species of each ecological group in each plot by the total cover or number of seeds found in that plot. We calculated also a similarity

ratio (van Tongeren, 1995) between vegetation and seed bank for each age class, based on relative abundance values.

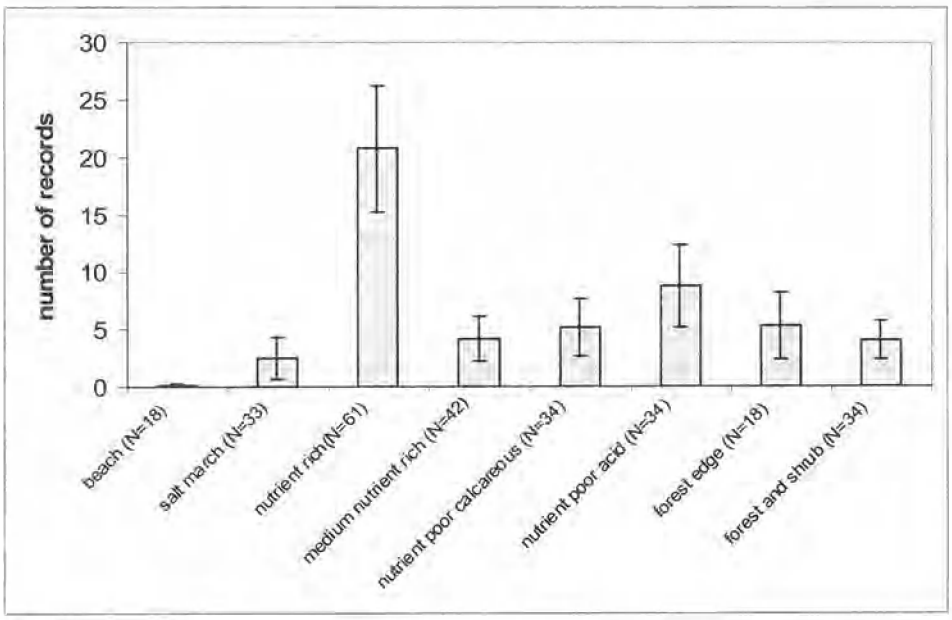
Salt marsh data were collected in the nature reserve the Yzermonding (128 ha). A restoration project of estuarine habitats was realized between 1999 and 2003, creating an intertidal area of ca. 28 ha with potential estuarine mudflat and salt marsh. To estimate seed bank potentials, vegetation and seed bank data of the relict salt marsh area of 4 ha were collected in 2001 in 30 plots, divided over 6 vegetation types (see Table 9.3). In each plot, the cover of all species was estimated with a decimal scale (Londo 1976). Seed bank data were also collected by a seedling germination method, analogous to the study in the dune slacks. In the salt marshes, twenty soil samples of the above 7 cm of the soil were taken in each plot with an auger of 5 cm diameter. In a similar way as decribed above, we calculated the contribution of the 7 ecological groups in the vegetation in the seed bank for the 6 vegetation types. Here also, the similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation was calculated for each vegetation type.

9.5.4 Results

9.5.4.1 General overview of seed bank knowledge

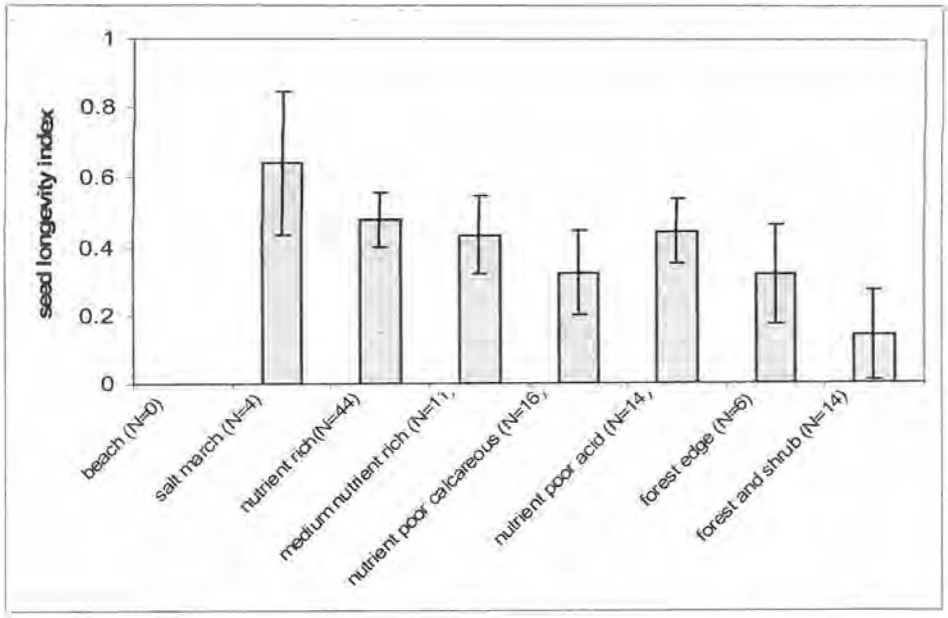
From the 274 diagnostic and differentiating species described from coastal plant communities, species of nutrient rich marshes and grasslands are the best represented in the database of Thompson et al. (1977), with an average of 21 records for 61 species (Fig. 9.2). In contrast, very few information is available of species of beach habitat, salt marshes, medium nutrient rich grasslands and forest and shrub vegetation, with on average less than 5 records in the database. This means that the seed longevity index can not be calculated for the majority of the species growing in these habitats.

Figuur 9.2 - Average number of seed bank records in the database of Thompson et al. (1997) for species of 7 ecological groups, considered diagnostic or differentiating for coastal plant communities. The 95 % confidence interval is indicated



The average seed longevity index was highest for species of salt marshes, species of nutrient poor acid habitats and species of nutrient rich and medium nutrient rich grassland and marshes (Fig. 9.3). The seed longevity index was lower for species of nutrient poor, calcareous rich habitats and forest edges, although the differences were not significant, and very low for forest and shrub species.

Figuur 9.3 - Average seed longevity index for species of 7 ecological groups considered diagnostic or differentiating for coastal plant communities. The 95 % confidence interval is indicated.



9.5.4.2 Case studies

There were 132 species recorded in the vegetation of the dune slack plots and 56 species germinated from the dune slack seed bank samples, of which 52 occurred both in vegetation and seed bank. The total number of seedlings found corresponded with an overall seedling density of 2345 seeds/m², ranging from 339 seeds/m² in the youngest slack to 9160 seeds/m². The most abundant species in the seed bank were *Juncus articulatus* (578 seeds/m²), *Urtica dioica* (267 seeds/m²), *Eupatorium cannabinum* (205 seeds/m²), *Lythrum salicaria* (232 seeds/m²) and *Mentha aquatica* (173 seeds/m²).

Species of nutrient rich marshes and grasslands made up approximately 50 % of the cover in the vegetation, while their seeds counted for 68 up to 98 % of the total seed content of the seed bank, depending on the age class (Table 9.2). Species of medium nutrient rich and nutrient poor calcareous grassland and marshes have also an important contribution in the vegetation, while they are badly represented in the seed bank, although their importance in the seed bank increases with slack age. The specific target dune slack species belong to these ecological groups. The similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation was very low, and increased with increasing slack age, up to 0.08.

Table 9.2 - Relative abundance (%) of species of 7 ecological groups in the vegetation and the seed bank of dune slacks of 4 age classes.

	Vegetation				*Seed bank*			
Age class (years)	< 10	10-20	20-30	> 30	< 10	10-20	20-30	> 30
Number of slacks	N=4	N=3	N=8	N=5	N=4	N=3	N=8	N=5
beach	0	1	1	0	0	0	0	0
salt march	0	0	0	0	0	0	0	0
nutrient rich	48	44	49	47	96	81	68	86
medium nutrient rich	15	30	18	19	3	13	3	2
nutrient poor calcareous	17	9	10	14	0	0	1	6
nutrient poor acid	9	7	10	8	0	2	5	4
forest edge	6	6	7	7	1	5	22	1
forest and shrub	4	4	4	4	0	0	0	0
Similarity ratio	0.04	0.05	0.07	0.08				

Table 9.3 - Relative abundance (%) of species of 7 ecological groups in the vegetation and the seed bank of 6 plant community types in salt marshes.

Vegetation type	*SSt (N=5)*	*TSb (N=11)*	*TSm (N=2)*	*PPu (N=4)*	*Aae (N=5)*	*AAl (N=3)*
			Vegetation			
beach	0	5	11	13	29	26
salt marsh	100	92	81	79	44	21
nutrient rich	0	3	8	7	19	46
medium nutrient rich	0	0	0	1	3	3
nutrient poor calcareous	0	0	0	1	4	4
nutrient poor acid	0	0	0	0	0	0
forest edge	0	0	0	0	0	0
forest and shrub	0	0	0	0	0	0
			Seed bank			
beach	0	0	0	1	6	2
salt marsh	13	55	47	52	47	17
nutrient rich	80	41	39	20	32	60
medium nutrient rich	0	0	1	0	5	14
nutrient poor calcareous	0	1	1	1	2	7
nutrient poor acid	0	0	0	0	0	0
forest edge	7	3	11	26	8	1
forest and shrub	0	0	0	0	0	0
Similarity ratio	0.12	0.66	0.38	0.11	0.07	0.14

SSt = Spartinion - Spartinetum townsendii; TSb = Thero-Salicornion - Salicornietum brachystachyae; TSm = Thero-Salicornion - Suaedetum maritimae; PPu = Puccinellion maritimae - Puccinellietum maritimae ; AAe = Armerion maritimae - Atriplici-Elytrigietum pungentis;
AAl = Atriplicion littoralis - Atriplicetum littoralis

In the vegetation of the salt marshes (Table 9.3), 67 species were recorded, while overall seed density in the soils was 3014 seeds/m², divided over 85 species. The most abundant species were *Salcornia* sp. (516 seeds/m²), *Spergularia* sp. (391 seeds/m²), *Chenopodium rubrum* (315 seeds/m²), *Sagina maritima* (295 seeds/m²) and *Spergularia marina* (204 seeds/m²). In 4 of the 6 vegetation types (SSt, TSb, TSm and PPu), species of salt marshes had a very important contribution in the vegetation. In three of these vegetation types, these species also contributed to a large extent to the seed bank, up to 55 %. The rest of the seed bank was mainly composed of species of nutrient rich marshes and grasslands. In the AAe and AAl vegetation type, species of beaches and habitats with moving sands have a contribution of 30 %, but seeds of these species were not abundantly present in the seed bank. In these vegetation types, species of nutrient rich marshes and grasslands become also more important, both in the vegetation and in the seed bank. In general, the similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation was higher then for dune slacks, ranging between 0.07 up to 0.66 in the TSb vegetation type.

9.5.5 Discussion

An analysis of the seed bank records available in the databank of Thompson *et al.* (1997) showed that there are indeed few data available on seed persistence of plant species considered diagnostic or differentiating for coastal plant communities. In particular for species of beaches and habitats with moving sand, there are almost no data records, and a minimum of 5 records (necessary to calculate longevity index) was available for only 4 species of salt marshes (*Spergularia maritima, Salicornia europaea, Glaux maritima* and *Juncus gerardii*). In contrast, for the non specific common species of nutrient rich habitats, a seed longevity index could in most cases be calculated. A lack of general seed bank knowledge means that it is difficult to predict seed densities and species composition in the soil of a particular site to be restored.

The limited data that are available for salt marsh species indicated that most annual species of salt marshes have a persistent seed bank, since the average seed longevity index for these 4 species reaches

a value of 0.62. Species of calcareous rich habitats, medium nutrient rich habitats, beaches and habitats with moving sand have a low seed longevity index, confirming the results of seed bank studies in grasslands (Davies and Waite, 1998; Willems and Bik, 1998; Bossuyt and Hermy, 2003). Some authors suggested that the transient character of seeds of dune grassland species may be the result of the stable, reliable and safe nature of dune grassland habitats with a high probability of successful germination and establishment, so that there is evolutionary no need for developing dispersal strategies in time (Owen *et al.*, 2001). On the other hand, the substrate in dunes with a high level of sand movement is very dynamic and is not expected to favor seed dormancy (Looney & Gibson, 1995). Besides, it may be that the sandy soils are not a suitable medium for the development of prolonged dormancy, due to an excess of aeration (Owen *et al.*, 2001). This, however, contrasts with the observation that seeds of species growing on nutrient poor and acid soils that are in most cases sandy (e.g. heathlands), have a relatively high seed longevity index (Bossuyt and Hermy, 2003), which is also confirmed here. In general, species of forest and shrub vegetation have a very low seed longevity index (Bossuyt and Hermy, 2001). The highest seed longevity index is found for species of nutrient rich habitats. This means that the high seed density of these species in the soil of coastal habitats is likely to hamper or disturb the wanted restoration process. These species are often fast growing and competitive and may hence increase the competitive pressure on the target species.

These general findings are confirmed by the results of the case studies. A relatively high seed density was found in dune slack habitats, and seed density increased in the course of succession. However, a very large percentage of the seeds concerned species of nutrient rich habitats, and the seed density of target species was very low. This is also indicated by the very low similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation. Germination from the seed bank on restored sites, e.g. after cutting of shrub vegetation, will hence mainly result in the establishment of non target species, while target species will have to establish after dispersal from other source populations. Also in salt marshes, a high seed density was found and a relatively high proportion consisted of seeds of salt marsh specific species, which resulted in a higher similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation. Not all target species are however equally represented, since it concerns mainly annual species and seeds of perennial salt marsh species, such as *Puccinellia* sp., are absent (Ungar and Woodell, 1993; Ungar and Woodell, 1996; Egan and Ungar, 2000). This means that the similarity ratio coefficient is especially high in vegetation types with a high contribution of annual species such as Thero-Salicornion communities. Species of beaches and habitats with moving sands were indeed not found in the soil seed bank, even if they had a high cover in the vegetation, which indicates that these species (e.g. *Salsola kali, Elymus athericus* and *Beta vulgaris* spp *maritima* but with the exception of *Atriplex littoralis*) do not produce persistent seeds. The contribution of seeds of species of nutrient rich habitats is also high in the salt marshes. This should however be less problematic than in dune slacks or grasslands, since germination and establishment of these species may be very difficult in this stress imposing environment (Wolters and Bakker, 2002).

It is clear that the amount of data available on seed persistence of coastal plant communities up to now is very limited. Moreover, the available data suggest that in most cases, restoration of coastal plant communities cannot rely on the soil seed bank (Bekker *et al.*, 1999; Owen *et al.*, 2001; Bakker *et al.*, 2002; Wolters and Bakker, 2002). This means that there is still a need for a general insight into seed bank dynamics of coastal plant communities through general seed bank research. This also implies that a study of the seed bank density and species composition should be integrated in each particular restoration project. The results of seed bank studies will allow a better prediction of future plant community composition and of the probability that target species will establish through germination from the soil seed bank.

10 Biologische responsvariabelen: flora

Sam PROVOOST, Wouter VAN LANDUYT, Edward VERCRUYSSE & Maurice HOFFMANN

10.1 De macrowieren

10.1.1 Methode

Door een groep studenten van de Universiteit Gent werd onder begeleiding van professionele algologen in het voorjaar van 2001 de wierflora van het intertidaal geïnventariseerd (Cornilly et al, 2001). Hiervoor werden twee tijdelijke transecten afgebakend ter hoogte van de bestaande schorgebieden, telkens 40 m breed en 18 m lang. De ondergrens van de breedte lag enkele meter hoger dan de toenmalige laagwaterstand, de bovengrens eindigde ongeveer aan de grens van het schor. De transecten waren ca. 45 m van elkaar verwijderd. Zes structurele eenheden werden visueel afgebakend, waarna binnen elke gemeenschap 5 willekeurige kwadranten werden bemonsterd. De structurele eenheden die werden onderscheiden zijn respectievelijk

- Hoge schorvegetaties gedomineerd door strandkweek (vegetatiekarteringseenheid M5)
- Aanspoelzones met ophoping van dood organisch materiaal
- Lage schorvegetaties met dominantie van lamsoor (M3)
- Slikke begroeid met matvormende nopjeswiersoorten (deel van M2)
- Onbegroeide (tenzij door wieren) schorbodem
- Harde substraten

Deze stalen werden op het laboratorium uitgedetermineerd. Hier zijn enkel de globale studieresultaten (aan- of afwezigheid van soorten) weergegeven.

10.1.2 Resultaten

In tabel 10.1 staan de wiersoorten weergegeven met het substraat waarop ze werden aangetroffen tijdens een bij de Vakgroep Biologie (Universiteit Gent) door Wim Cornilly, Thomas De Vriese, Bert Reynaert, Els Stichelmans en Karien Van Royen uitgevoerde maandwerkstudie onder begeleiding van Henry Engledow en Frederik Leliaert (Cornilly et al, 2001)

Tabel 10.1 - Overzicht van de aan de IJzermonding in het voorjaar van 2001 aangetroffen wiersoorten.

soort	strandkweekvegetatie	aanspoelzones	lamsoorvegetatie	nopjeswiermatten	schorbodem	harde substraten
Chlorophyta						
Blidingia marginata	X	X	X		X	X
B. minima	X		X		X	X
B. ramifera				X		
Ulothrix flacca	X		X			X
U. subflaccida	X	X				X
U. palusalsa	X		X			
Enteromorpha linsa		X				X
E. prolifera			X			
E. compressa		X				X
E. intestinalis						X
E. radiata						X
Rhizoclonium tortuosum	X	X	X	X	X	X
Ulva lactuca		X				
U. pseudocurvata						X
Monostroma oxyspermum						X
Cladophora sericea						X
Xanthophyta						
Vaucheria minuta			X	X		
V. cf. intermeida				X		
V. subsimplex				X		
V. sescuplicaria				X		
Phaeophyta						
Fucus spiralis						X
Pilayella littoralis						X
Myriactula cf. clandestina						X
Ectocarpus sp.						X
Cyanophyta						
Microcoleus chtonoplastes				X		
Oscillatoria nigroviridis		X				

10.2 De Angiospermen

10.2.1 Methoden

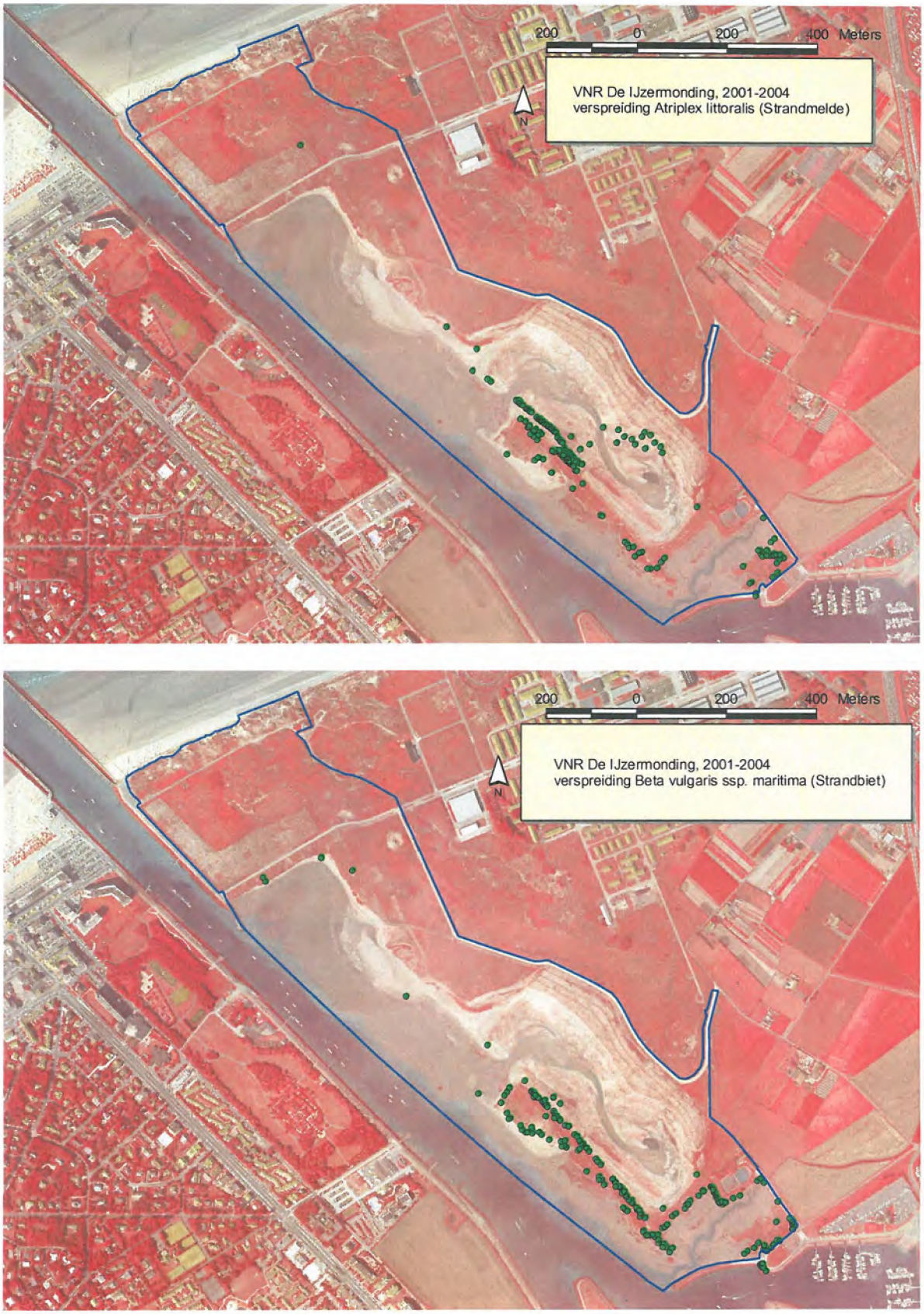
In het kader van een breder overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust geven Van Landuyt et al. (2004) een lijst met 'aandachtssoorten' onder de vaatplanten. Deze aanduiding is gebaseerd op zeldzaamheid, trend (de Rode lijstcriteria) en kustspecificiteit. Voorbeelden voor de IJzermonding zijn Lamsoor, Engels gras, Strandbiet, Strandmelde en Grote tijm. Voor het merendeel van deze soorten is de kilometerhokfrequentie laag tot zeer laag waardoor een statistisch verantwoorde trendanalyse op basis van de klassieke kilometerhokwaarnemingen niet haalbaar is. Een gedegen opvolging van de populaties van deze soorten vergt dan ook een meer gedetailleerde kartering. Hiertoe geven Provoost & Bonte (2004) een methodologische aanzet. Kleine populaties worden als punt gekarteerd, bijvoorbeeld met een (hand-)GPS en grotere populaties worden als polygonen aangeduid op een orthofoto. Daarbij wordt de abundantie (aantal exemplaren) geschat aan de hand van een code met min of meer logaritmische schaal. In het kader van dit project werd de IJzermonding verschillende keren bezocht en met behulp van een hand GPS werden in het grootste gedeelte van het gebied zeldzame plantensoorten gekarteerd. De resultaten hiervan worden weergegeven in fig. 10.1 t.e.m. 10.3a. Daarnaast werden bij het maken van de vegetatieopnamen en tijdens de vegetatiekarteringen ook soortgegevens verzameld. Voor de wat algemenere soorten worden deze gegevens ook gebruikt en weergegeven op kaarten als respectievelijk punten met de locatie van de desbetreffende opnamen waarin de soort werd waargenomen of de vegetatiepolygonen waarin de soort (normaliter) voorkomt. Deze polygonen zijn dus geen exacte afbakening van de soortpolygonen, waardoor deze weergave een zekere overschatting van het areaal van de betreffende soort kan veroorzaken. Om het beeld, vooral van vegetatiebepalende zouttolerante schorsoorten te vervolledigen achten we het nochtans geoorloofd om de soortverspreiding op deze manier weer te geven. Deze informatie is weergegeven in fig. 10.3b t.e.m. 10.7.

10.2.2 Resultaten

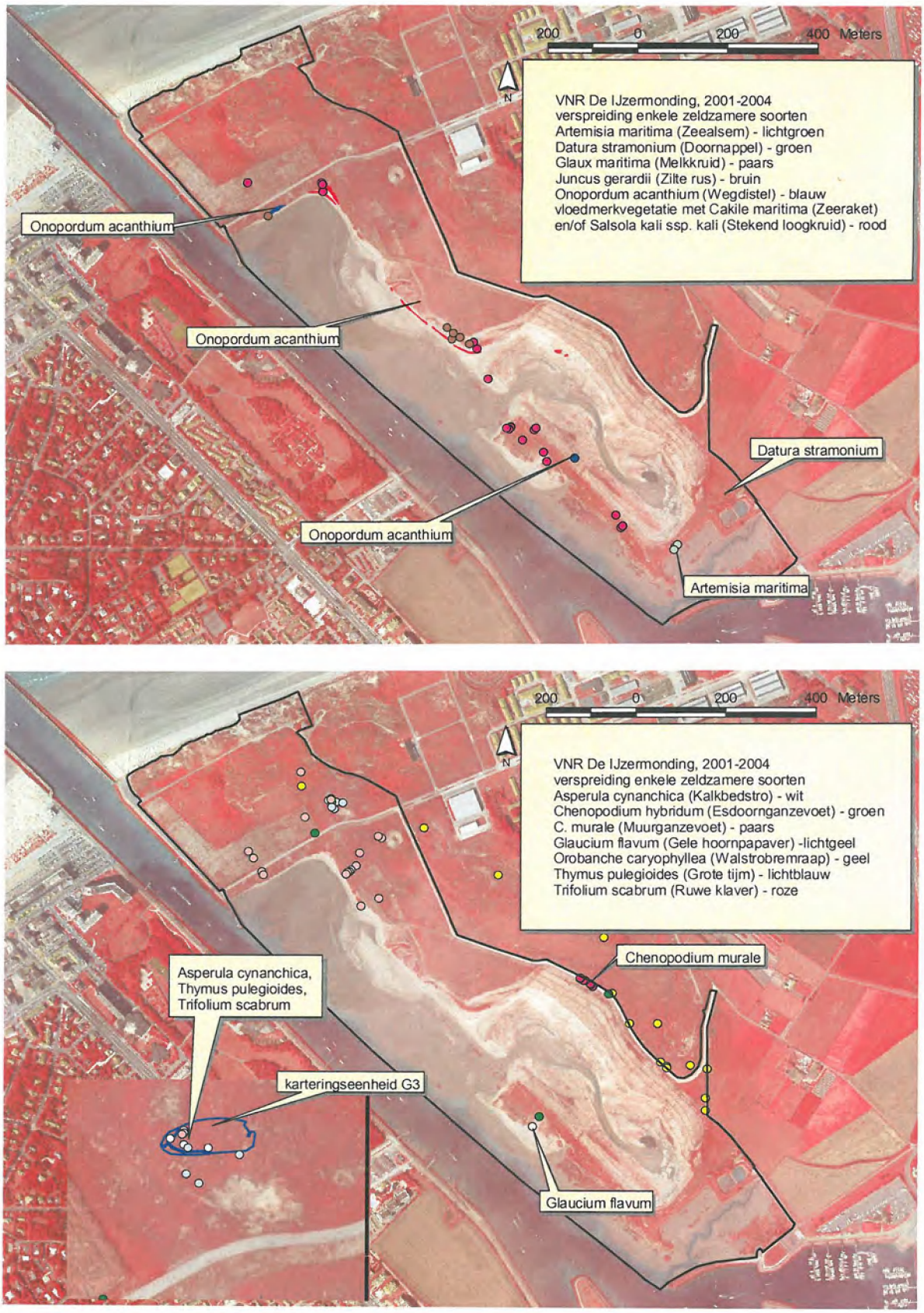
Voor een nauwkeurige inschatting van het regionale belang van de zilte soorten is een kartering van het Zwin noodzakelijk maar globaal kunnen we stellen dat de IJzermonding van vitaal belang is voor nagenoeg alle strikte zoutplanten in Vlaanderen. De lokaal meer algemene aandachtssoorten uit de zilte sfeer zoals klein schorrenkruid, gewoon kweldergras, lamsoor, zulte, zilte en gerande schijnspurrie werden aan de IJzermonding (nog) niet in detail gekarteerd, maar zijn toch weergegeven volgens de hierboven aangegeven procedure. Met uitzondering van zeekraal en klein schorrenkruid is het verspreidingspatroon van de zouttolerante schorplanten vergelijkbaar met dat van gewone zoutmelde. Van deze soorten zijn ook voldoende vegetatieopnames gemaakt om trends te bepalen. Zeekraal soorten komen eveneens voldoende aan bod in de opnames maar hier gebeurde de determinatie niet tot op soortniveau. Dit is namelijk enkel mogelijk bij bloeiende planten, i.e. eind augustus of september. Algemeen kunnen we stellen dat kortarige zeekraal in het gehele met vaatplanten begroeide intertidaal voorkomt. langarige zeekraal is zeldzamer en beperkt zich tot de lagere, meest slibrijke zones. Van eenbloemige zeekraal (*Salicornia pusilla*) zijn historische vondsten bekend (Lambinon et al. 1998) en de soort is recent ook aan de Nederlandse kust teruggevonden (Brand 1987). Het verdient met andere woorden aanbeveling om de zeekraalsoorten in het gebied (en de Vlaamse kust in het algemeen) eens in detail onder de loep te nemen. Voorlopig werd de soort in het studiegebied nog niet teruggevonden.
Schorrenzoutgras is abundant in het zuidelijk schorrendeel van de IJzermonding en werd er niet als punt gekarteerd. Het verspreidingpatroon van deze soort in het gebied is sterk vergelijkbaar met dat van Zeeweegbree. Van schorrenzoutgras is evenals van dunstaart ook in de polders een belangrijk aantal vindplaatsen bekend. Deze laatste soort is aan de IJzermonding abundant over een beperkte oppervlakte van enkele honderden m^2.

De IJzermonding is van bijzonder belang voor zeealsem, strandbiet en strandmelde omdat deze soorten binnen Vlaanderen een zeer beperkte populatiegrootte hebben. Zeealsem heeft buiten de hoogstens 50 exemplaren aan de IJzermonding (langs de Kreek van Lombardsijde) enkel nog een beperkte populatie in het Zwin. Uit de vegetatiekaart in Goetghebeur (1974) blijkt dat de soort sindsdien sterk in verspreiding is afgenomen. De populatie strandbiet aan de IJzermonding wordt geschat op 1500 exemplaren en dit is – op basis van de beschikbare gegevens in de detailkartering - meer dan de helft van de totale Vlaamse populatie. Van strandmelde komt vermoedelijk ca. de helft van de kustpopulatie aan de IJzermonding voor (naar schatting 5000 exemplaren). Deze soort is in Vlaanderen ook ten noorden van Antwerpen aan te treffen.
Zeevetmuur is aan de IJzermonding onvoldoende gekarteerd. Dit is voor een niet onbelangrijk deel te wijten aan de voor kartering niet echt bevorderlijke afmetingen van de plant. De soort werd in de zaadbankanalyses nochtans zeer frequent aangetroffen en zal vermoedelijk redelijk algemeen voorkomen in de zilte pioniersmilieus van het studiegebied. Overige zilte aandachtssoorten zijn zilte rus, melkkruid, zeepostelein en gele hoornpapaver (in de loop van het project werd van deze soort één niet bloeiend exemplaar waargenomen).

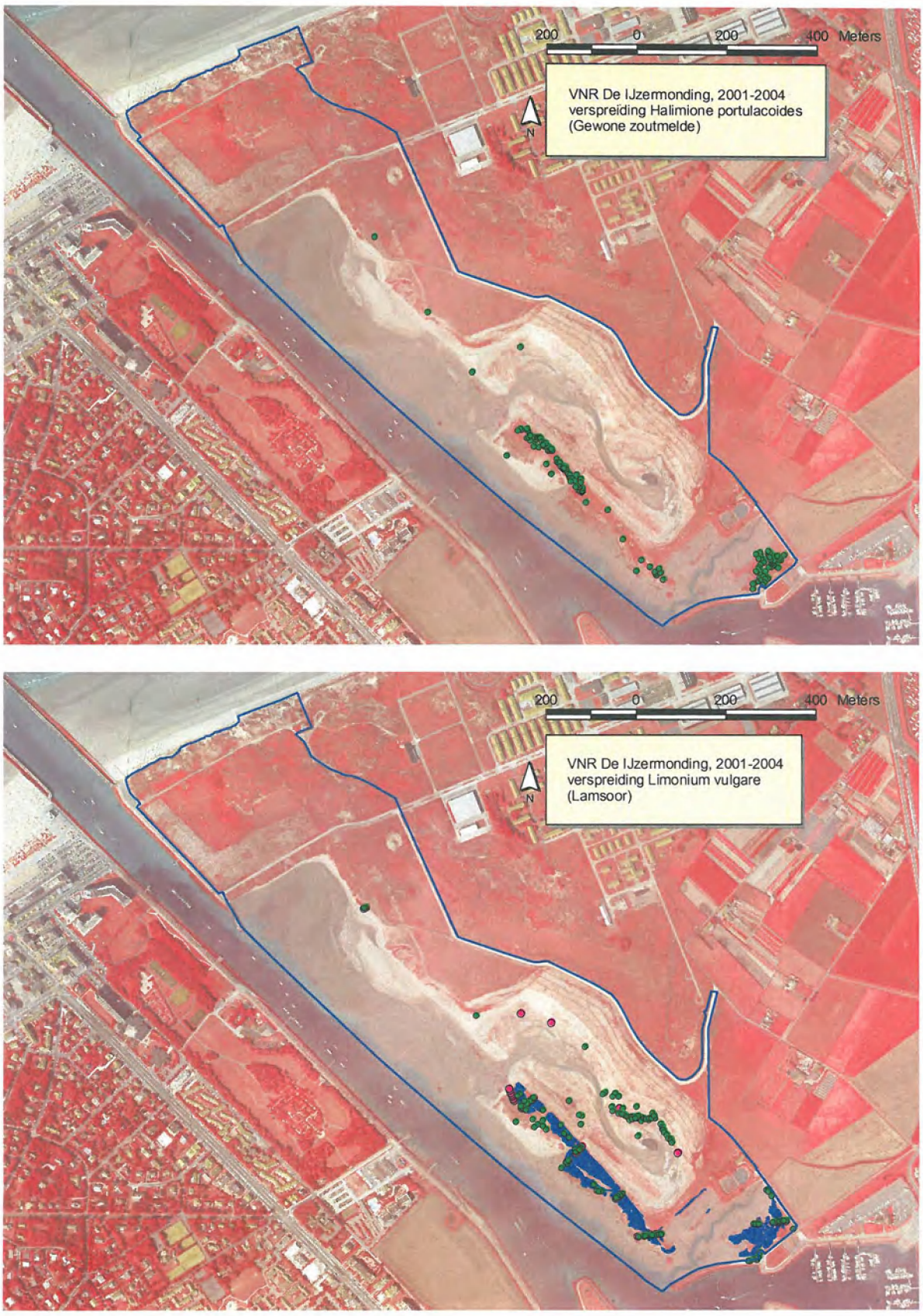
Binnen de duingraslanden zijn de meeste aandachtssoorten gekarteerd. Het beeld is echter niet volledig, onder meer omdat het ideale karteerseizoen samenvalt met de broedperiode van de tapuit. Vooral ruwe klaver is in het gebied vermoedelijk een stuk algemener dan wat uit de kaart kan worden afgeleid. De Duingraslanden van de IJzermonding zijn vooral voor deze soort en voor walstrobremraap van belang. Deze laatste soort vertoont duidelijke verspreidingszwaartepunten in Koksijde en Middelkerke (Warandeduinen, Sint-Laureins). De populatie aan de IJzermonding sluit zich vermoedelijk bij dit laatste zwaartepunt aan. Vermeldenswaardig is een soortenrijke graslandvlek met grote tijm, kalkbedstro, ruwe klaver en hakig kronkelbladmos (*Pleurochaete squarrosa*).
De verspreiding van kleine rupsklaver is niet weergegeven omdat die te onvolledig wordt geacht. Op de nieuw aangelegde dijken en het aangrenzende duingebied dook de soort massaal op.
Tot slot komen in het gebied een aantal interessante plantensoorten voor van ruderale standplaatsen. Het betreft muurganzenvoet, esdoornganzenvoet, kleinbloemige honingklaver (*Melilotus indicus*) en wegdistel.



Figuur 10.1 - De verspreiding van (a) Atriplex littoralis *en (b)* Beta vulgaris *ssp.* maritima, *op basis van individuele puntwaarnemingen in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.*



Figuur 10.2 - De verspreiding van een selectie van een aantal aandachtsoorten, op basis van individuele puntwaarnemingen in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.



Figuur 10.3 - De verspreiding van (a) Halimione portulacoides *(individuele puntwaarnemingen) en (b)* Limonium vulgare *op basis van puntwaarnemingen, vegetatieopnamen, -kartering in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.*



Figuur 10.4 - De verspreiding van (a) Parapholis strigosa *op basis van individuele puntwaarnemingen, vegetatieopnamen en –kartering en (b)* Plantago maritima *op basis van individuele puntwaarnemingen in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.*



Figuur 10.5 - De verspreiding van (a) Puccinellia maritima *en (b)* Salicornia Europeaan *(algemeen in het hele intertidaal) en* S. procumbens *(zeldzaam, vooral voorkomend op de slibrijkste plaatsen) op basis van individuele puntwaarnemingen, vegetatieopnamen en –kartering in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.*



Figuur 10.6 - De verspreiding van Spartina townsendii *en* Spergularia marina *en* S. media *op basis van individuele puntwaarnemingen, vegetatieopnamen en -kartering in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.*



Figuur 10.7 - De verspreiding van Suaeda maritima *(algemeen in het hele begroeide intertidaal, lichte voorkeur voor iets zandiger delen) op basis van individuele puntwaarnemingen, vegetatieopnamen en –kartering in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.*

11 Biologische responsvariabelen: vegetatie

Maurice HOFFMANN, Nele HARDIES, Birgit DE FRE & Hannah VAN NIEUWENHUYSE

11.1 Inleiding

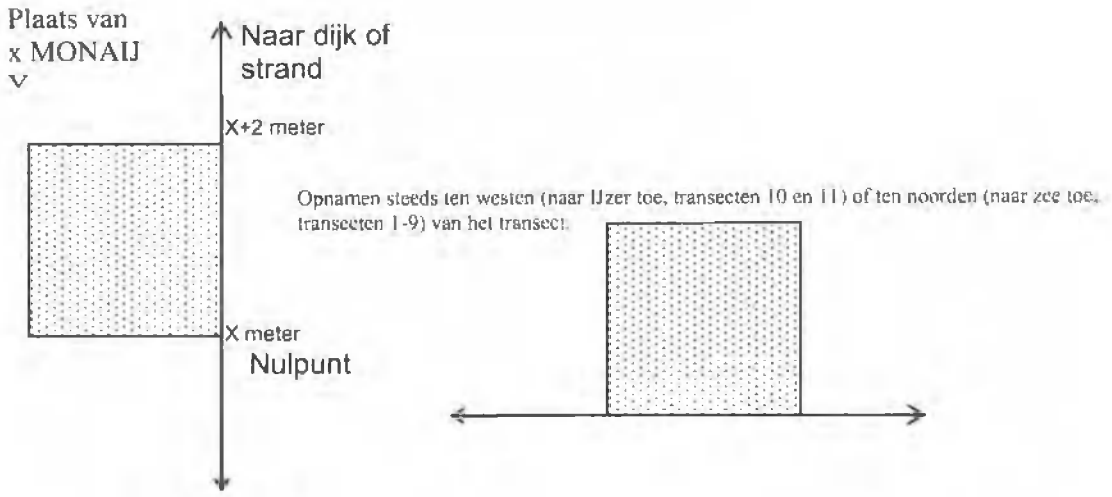
Vegetatie is per definitie moeilijk te monitoren, omdat het een samengestelde grootheid (alle plantensoorten samen) is, die wordt beïnvloed door allerhande onvoorspelbare abiotische en biotische determinanten. Bovendien zijn vegetatiedoelstellingen nog altijd niet exact omschreven, aangezien een vegetatietype een abstract gegeven is zonder exacte definitie. Iedere vegetatiekundige kan zich een voorstelling maken bij een "Elymo-Ammophiletum arenariae", maar niemand heeft dit tot op heden exact omschreven: welke soorten "moeten" daar inzitten en in welke hoeveelheden? Dit is heel anders bij soorten, die veel nauwkeuriger gedefinieerd zijn. Anderzijds is het opvolgen van de vegetatie zinvol, omdat ze veel meer informatie levert over het landschap en de ontwikkelende habitats dan individuele soorten, precies vanwege het samengestelde karakter. Daarom wordt vegetatie standaard en terecht opgenomen in de meeste monitoringprogramma's. De doelstellingen binnen het onderhavige natuurherstelproject worden duidelijk opgehangen aan habitats, waarin bepaalde soorten verwacht worden en niet zozeer aan een specifieke selectie van soorten, des te meer reden dus om vegetatie te monitoren.
Om de veranderingen in de vegetatie te beschrijven werd een dicht net van 11 en uiteindelijk 13 transecten uitgelegd (fig. 11.2), waarlangs permanente plots van 2x2 m werden vastgelegd, die op jaarlijkse basis vegetatiekundig werden opgenomen. Dit resulteerde uiteindelijk in een dataset van meer dan 500 permanente plots wat een bijzonder hoge en op termijn niet continueerbare dichtheid aan vegetatieplots is. Demeulenaere et al. (2002) stelden voor de monitoring van natuurbeheer in reservaten een veel lagere plotdichtheid voor ("voor elk natuurtype binnen een reservaat minimum 1 vlek met een maximum aan 3 vlekken op te volgen per beheerseenheid met eenvormig beheer en per 100 ha") met plots van grotere afmetingen (10x10 tot 15x15m) dan voor de IJzermonding gebruikt werd. Deze hoge dichtheid werd gekozen om 1. de te verwachten snelle veranderingen in de nieuw gecreëerde terreinen niet te missen en 2. vanwege de grote mate van onvoorspelbaarheid van de locatie van vegetatieveranderingen. Hierna wordt een overzicht gegeven van de gevolgde methoden en de resultaten van de vegetatieanalyses in ruimte en tijd. Tenslotte worden de opeenvolgende vegetatiekarteringen besproken.

11.2 Methoden

11.2.1 Transectonderzoek van de vegetatie

Om de kwalitatieve verschuivingen in de plantensamenstelling en de kwantitatieve verschuivingen in bedekking te registreren dienen periodiek in de tijd vegetatieopnamen gemaakt te worden van vaste proefvlakken (zgn. permanente kwadraten of PQ's). Hiertoe werden 11 transecten uitgezet, meestal loodrecht op de lengteas van de IJzer en loodrecht op de belangrijkst geachte ecologische gradiënt, waarbij het beginpunt van elk transect zoveel mogelijk aan de laagwaterlijn van de IJzer werd genomen. De transecten werden gemarkeerd met weidepalen, die om de 50 m werden ingeplant met een eindpaal aan het eind van elk transect. Ze werden uitgezet door middel van lintmeters en werden naderhand nauwkeurig ingemeten met theodoliet. Op deze transecten werd in principe om de 5m een PQ van 2x2m² vastgelegd. Het basispunt van het eerste permanente kwadraat voor elk transect werd vastgelegd daar waar de eerste vegetatie optrad. Het basispunt van het eerste daaropvolgende PQ werd vastgelegd op het eerste veelvoud van 5m volgend op het eerste PQ. Voor de meeste van de daaropvolgende PQ's lag het basispunt op een veelvoud van 5 m van het nulpunt van het transect. In de niet door de werken beïnvloede gebiedsdelen en daar waar de vegetatie relatief homogeen bleef

werden PQ's met een minder hoge frequentie vastgelegd. Indien in een daaropvolgend jaar IJzerwaarts nieuwe vegetatie zich vestigde werden aldaar nieuwe PQ's vastgelegd.
De PQ's werden op een standaard manier georiënteerd. Op de noord-zuid verlopende transecten ligt het PQ ten westen van de rechte tussen twee transectpalen, op de oost-west verlopende transecten ligt het PQ ten noorden van de rechte tussen twee transectpalen. De PQ's werden gecodeerd door middel van een transectnummer en de plaats van het basispunt langs het transect, uitgedrukt in meters (fig. 11.1). Voor de lokalisatie van de analyselocaties in de verschillende waarnemingsperioden werd steeds gebruik gemaakt van de twee transectpalen, waartussen de locatie zich diende te bevinden; de nauwkeurige locatie werd bepaald door een lintmeter van 50 m tussen de transectpalen te spannen en de locatie op te zoeken langsheen de lintmeter, vertrekkend van de basis van het betreffende transectdeel. Dit wil zeggen dat niet elk PQ met markeringspalen op het terrein afgebakend werd om al te grote aantallen PQ-palen in het terrein te vermijden.



Figuur 11.1 - Oriëntering van de permanente kwadraten voor het opnemen van de vegetatie in de transecten. Y = nummer van het transect (1 tot 11, in 2003 aangevuld met 12 en 13); x = plaats langs het transect (in m)

Voor het schatten van de frequentie en bedekking van de soorten werd gebruik gemaakt van de decimale schaal van Londo (tabel 11.1), die indertijd speciaal werd ontwikkeld om kleine veranderingen in permanente kwadraten in de tijd zo nauwkeurig mogelijk te kunnen schatten (Londo, 1976).

Tabel 11.1 - De decimale schaal van Londo voor permanente kwadraten (Londo, 1976).

Londo	frequentie	bedekking	Londo	frequentie	bedekking
r1	sporadisch	<1%	1	willekeurig	5-15%
r2	sporadisch	1-3%	1-	willekeurig	5-10%
r4	sporadisch	3-5%	1+	willekeurig	10-15%
p1	weinig talrijk	<1%	2	willekeurig	15-25%
p2	weinig talrijk	1-3%	3	willekeurig	25-35%
p4	weinig talrijk	3-5%	4	willekeurig	35-45%
m1	talrijk	<1%	5	willekeurig	45-55%
m2	talrijk	1-3%	5-	willekeurig	45-50%

Londo	frequentie	bedekking	Londo	frequentie	bedekking
m4	talrijk	3-5%	5+	willekeurig	50-55%
a1	zeer talrijk	<1%	6	willekeurig	55-65%
a2	zeer talrijk	1-3%	7	willekeurig	65-75%
a4	zeer talrijk	3-5%	8	willekeurig	75-85%
			9	willekeurig	85-95%
			10	willekeurig	95-100%

11.2.1.1 Zomer 2001

In de zomer van 2001 werden door Birgit De Fré en Els Stichelmans, tussen 9 juli en 8 augustus, 191 permanente kwadraten vegetatiekundig opgenomen; hiervan waren er 7 vegetatieloos. Een deel van transect 1 (met uitsluitend oude schorvegetatie) werd vervolledigd op 11 oktober 2001. Voor de zuidelijke transecten werden alleen de meest westelijke delen opgenomen, de oostelijke delen lagen in gebied dat nog 'op de schop' moest. Deze werden niet opgenomen, aangezien de situatie compleet afweek van de toekomstige situatie na de werken.
Tevens werd de gemiddelde vegetatiehoogte in cm opgemeten. De vegetatiegegevens zijn ingegeven met behulp van het programma Turbowin, om verdere verwerking toe te laten.

Het inmeten van de hoogteligging gebeurde met behulp van een teodoliet, waarbij verschillende vaste referentiepunten werden gebruikt om de absolute ligging in het Lambert-coördinatenstelsel te bepalen en om de absolute hoogte in m TAW te bepalen; niet elk individueel PQ werd ingemeten, maar langsheen de transecten werden op regelmatige afstanden plaatsbepalingen uitgevoerd, zodanig dat door extrapolatie een vrij nauwkeurige hoogtebepaling per PQ mogelijk was.

11.2.1.2 Zomer 2002

In augustus en september 2002 werden 182 permanente kwadraten opnieuw opgenomen en werden 2 nieuwe PQ's vastgelegd en opgenomen door Hannah Van Nieuwenhuyse. Aangezien op het moment van het maken van de opnamen de afgravingswerken in het zuiden van het studiegebied nog maar juist uitgevoerd waren en er nog weinig vegetatieontwikkeling was opgetreden werden de transecten aldaar nog niet verlengd.

11.2.1.3 Zomer 2003

In juli-september 2003 werden dan de transecten 2-9 verlengd tot op of soms zelfs voorbij de oostelijk gelegen, nieuw aangelegde zanddijk. Dit verhoogde het aantal opnamen aanzienlijk. Daarenboven bleken bepaalde, visueel duidelijk waarneembare vegetatieveranderingen, die optraden in het terrein onvoldoende tot uiting te komen in de bestaande transecten en werd een nieuwe maatregel (de aanleg van kleine duintjes in het intertidale, luwe gebied) niet geëvalueerd door de bestaande transecten. Daarom werd besloten om twee extra transecten uit te zetten. Uiteindelijk eindigde het monitoringsproject voor wat de vegetatie betreft dus met 13 transecten (fig. 11.2 en 6.1 en tabel 11.2). Het aantal opnamen steeg tot 523, ze werden gemaakt door Nele Hardies in het kader van haar MSc-thesis (Hardies, 2004). Alle PQ's van 2001 en 2002 werden daarbij opnieuw opgenomen, 337 nieuwe PQ's werden opgenomen.

Tabel 11.2 - Lengte (in m) van de transecten waarlangs in principe om de 5m een permanente kwadraat werd uitgezet van 2x2m².

Daarinnen werd in 2001, 2002 en 2003 de vegetatie opgenomen met de Londo-schaal. De lengte van het transect werd bepaald op basis van de locatie van het laatste PQ; de eindpaal van het transect is meestal verder ingeplant. Tussen haakjes staat het basispunt van het eerste pq langsheen het transect aangeduid, de tweede kolom geeft steeds het aantal opnamen per transect weer.

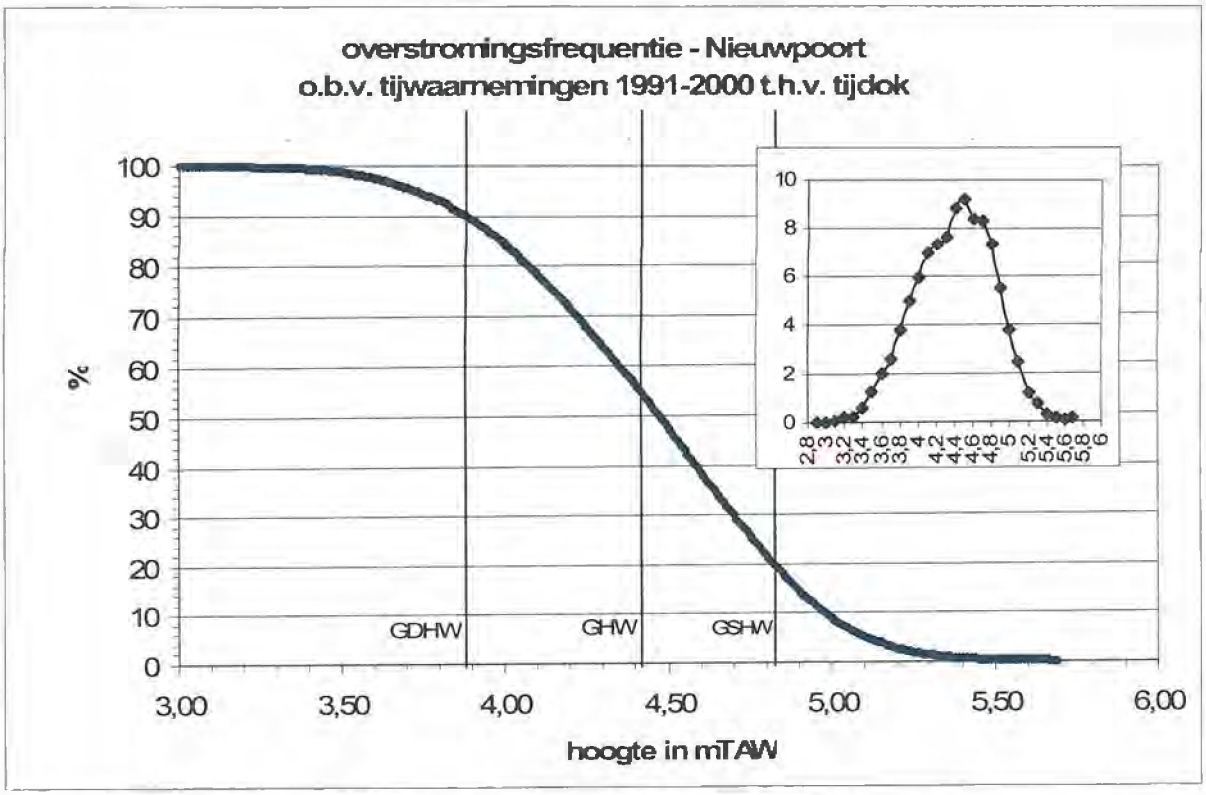
	2001 (De Fré)		2002 (Van Nieuwenhuyse)		2003 (Hardies)	
Transect	**lengte (1e pq)**	**# opn**	**lengte (1e pq)**	**# opn**	**lengte (1e pq)**	**# opn**
1	397 (60)	27	397 (60)	27	397 (60)	27
2	107 (75)	7	107 (75)	7	357 (75)	40
3	127 (50)	16	127 (50)	16	377 (52)	60
4	152 (65)	15	152 (65)	15	407 (70)	60
5	157 (110)	4	157 (135)	4	387 (138)	44
6	259 (175)	13	259 (125)	13	302 (168)	26
7	249 (205)	8	242 (205)	7	347 (196)	29
8	292 (218)	10	292 (218)	11	372 (218)	26
9	102 (34)	11	102 (34)	11	197 (50)	27
10	492 (160)	37	492 (160)	37	516 (162)	41
11	492 (144)	36	492 (140)	36	512 (140)	40
12	0	0	0	0	292 (0)	57
13	0	0	0	0	267 (0)	46
TOTAAL	**2826**	**184**	**2819**	**184**	**4730**	**523**



Figuur 11.2 – Ligging van de 13 transecten waarlangs permanente kwadraten voor de vegetatiestudie werden uitgezet. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

11.2.2 Vegetatieanalyse en -vegetatiebeschrijving

Op basis van een totale dataset van 891 vegetatieopnamen werd een globale vegetatieanalyse uitgevoerd om te komen tot een overzicht van vegetatietypes die sinds het begin van de natuurherstelwerken te onderscheiden waren in het studiegebied. Het betreft hier in meer dan 180 gevallen opnamen van hetzelfde proefvlak, waardoor de eventueel opgetreden veranderingen in de waarnemingsperiode meegenomen worden in de analyse. De analyse gebeurt initieel met het programma TWINSPAN. Dit leverde echter weinig bevredigende resultaten op, vooral in de zeer soortenarme gemeenschappen, die slecht gegroepeerd werden. Er werd dan besloten om een analyse uit te voeren vertrekkende van de syntaxonomische karakterisering van elke individuele vegetatieopname volgens het systeem ASSOCIA, ontwikkeld door van Tongeren (2000; voor meer uitleg, zie intermezzo 1). Hierbij wordt elke opname vergeleken met de syntaxonomische literatuur. In de meeste gevallen kon de opname tot op het associatie- of verbondsniveau geklasseerd worden. Deze indeling werd gebruikt voor de afbakening van vegetatietypes. Er bleken een relatief beperkt aantal syntaxa met een redelijk aantal opnamen vertegenwoordigd, waarna in totaal 18 syntaxonomisch gegroepeerde vegetatietypes onderscheiden werden. De syntaxonomische homogeniteit van de 18 types kan afgeleid worden uit tabel 11.3, waarin per type is weergegeven hoeveel opnamen per syntaxon binnen elk type werd geklasseerd. Vegetatietypes werden geschikt volgens floristische verwantschap, waarbij intertidale gemeenschappen gegroepeerd werden. Binnen intertidale gemeenschappen werden types gerangschikt volgens afnemende overstromingsfrequentie. De overstromingsfrequentie werd berekend op basis van het aantal keer dat het hoogwater tot een bepaalde zone in het intertidaal (hoogteklassen van 10 cm) reikte in de periode 1991-2000 (Fremout, 2002: tabel serie D, Nr1: frequentie van HW-standen te Nieuwpoort –periode 1991-2000). Door het opstellen van een cumulatieve grafiek (fig. 11.2.1) kan voor elk punt in het intertidaal geschat berekend worden hoe vaak dat punt door het hoogwater bereikt en overspoeld wordt; de overstromingsfrequentie is daarmee het relatief aantal hoogwaters dat tot aan of dat hoger reikt dan het betreffende punt; het is een procentuele schaal. Alle vegetatietypes zijn, zowel qua ecologie, ligging als floristische samenstelling samengevat in een synoptische tabel, weergegeven in bijlage 11.1.



Figuur 11.2.1 – Overstromingsfrequentie in de in die zin gedifferentieerde intertidale zone ter hoogte van het meetpunt aan het voormalige tijdok te Nieuwpoort, op basis van de tijwaarnemingen in de periode 1991-2000 (Fremout 2002). GDHW: gemiddeld doodtij hoogwater; GHW: gemiddeld hoogwater; GSHW: gemiddeld springtij hoogwater, alle met betrekking tot de periode 1991-2000. Alle punten links van de grafiek worden bij elk hoogwater overspoeld, alle punten rechts van de grafiek worden nooit overspoeld. De inzet toont het gemiddelde procentuele aantal hoogwaters dat tot een bepaalde hoogteklasse in m TAW reikt (per hoogteklasse van 1 dm).

Tabel 11.3 – Aantal opnamen met hun belangrijkste syntaxonomisch affiniteit volgens Associa per vegetatietype. De nr. 1-18 zijn de uiteindelijk vegetatietypes voor het VNR De IJzermonding.

CODE	n	syntaxonomische naam	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
			24Aa - 24Aa02	25Aa - 25Aa02	25Aa - 25Aa03	26Aa - 26Aa01	26Ac - 26Ac06	29Aa - 29Aa03	27Aa	22A - 22Aa01	23A - 23Aa01	23Ab - 23Ab01	31Aa - 31Aa01	31Ba - 31Ba01	14Ca01	14Ca02	14Bb - 14Bb02	14-14C-14Ca	37Ac - 37Ac01	31Ab - 33RG01
			Spartinion - Spartinetum townsendii	Thero-Salicornion - Salicornietum brachystachyae	Thero-Salicornion - Suaedetum maritimae	Puccinellion maritimae - Puccinellietum maritimae	Armerion maritimae - Atriplici Elytrigietum pungentis	Bidention tripartitae - Chenopodietum rubri	Saginion maritimae	Atriplicion littoralis - Atriplicetum littoralis	Elymetalia arenarii - Honckenyo-Agropyretum	Ammophilion arenarii - Elymo-Ammophiletum arenarii	Salsolion ruthenicae - Bromo-Corispermetum	Onopordion acanthii - Echio-Verbascetum	Tortulo-Koelerion - Phleo-Tortuletum ruraliformis	Tortulo-Koelerion - Sileno-Tortuletum ruraliformis	Plantagini-Festucion - Festuco-Galietum veri	Cladonio-Koelerietalia	Berberidion vulgaris - Hippophae-Sambucetum	Arction - RG Urtica dioica [Galio-Urticetea]
	891	aantal opnamen	21	98	64	44	57	22	5	17	48	104	47	216	38	38	37	12	10	13

CODE	n	syntaxonomische naam	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
code		syntaxon																		
04B	1	Charetalia hispidae									1									
04BB	1	Charion vulgaris												1						
08AA	1	Sparganio-Glycerion												1						
12AA03	1	Bryo-Saginetum procumbentis												1						
14	1	Koelerio-Corynephoretea																1		
14BB	3	Plantagini-Festucion															3			
14BB02	25	Festuco-Galietum veri															25			
14BC	1	Sedo-Cerastion												1						
14C	7	Cladonio-Koelerietalia																7		
14CA	4	Tortulo-Koelerion																4		
14CA01	38	Phleo-Tortuletum ruraliformis													38					
14CA02	38	Sileno-Tortuletum ruraliformis														38				
14CB01	6	Taraxaco-Galietum veri															6			
14RG01	3	RG Carex arenaria [Koelerio-Corynephoretea]															3			
17AA	1	Trifolion medii												1						
21AA	1	Parietarion judaicae								1										
21AA02	1	Asplenio-Cheiranthetum cheiri										1								
22A	4	Atriplicetalia littoralis								4										
22AA01	7	Atriplicetum littoralis								7										
22AB01	3	Salsolo-Cakiletum maritimae								3										
22RG02	1	RG Honckenya peploides-[Salsolo-Honckenyion/Ammophilo arenariae]								1										
23A	41	Elymetalia arenarii									41									
23AA01	6	Honckenyo-Agropyretum juncei									6									
23AB01	96	Elymo-Ammophiletum										96								
23RG01	7	RG Ammophila arenaria-Carex arenaria [Ammophiletea/Koelerio-Corynephoretea]										7								
24AA	35	Spartinion		32	3															
24AA02	32	Spartinetum townsendii	21	11																
25AA	16	Thero-Salicornion		12	3					1										
25AA03	101	Suaedetum maritimae		43	58															
26A	1	Glauco-Puccinellietalia				1														
26AA01	28	Puccinellietum maritimae				28														
26AA03	5	Halimonietum portulacoidis				5														
26AB01	1	Puccinellietum distantis				1														
26AC06	57	Atriplici-Elytrigietum pungentis					57													
26RG03	1	RG Triglochin maritimum [Asteretea tripolii]				1														
26RG04	8	RG Aster tripolium [Puccinellion maritimae]				8														
27AA	3	Saginion maritimae							3											
27AA01	1	Sagino maritimae-Cochlearietum danicae							1											
27AA02	1	Centaurio-Saginetum							1											
29AA03	22	Chenopodietum rubri						22												
31	1	Artemisietea vulgaris											1							
31A	2	Chenopodio-Urticetalia											2							
31AA	5	Salsolion ruthenicae											5							
31AA01	34	Bromo-Corispermetum											34							
31AA02	1	Erigeronto-Lactucetum											1							
31AB01	1	Urtico-Malvetum neglectae												1						
31AB03	5	Balloto-Arctietum																		5

CODE	n	syntaxonomische naam	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
31BA01	206	Echio-Verbascetum												206						
31CA01	2	Echio-Melilotetum												2						
31CA02	2	Bromo-inermis-Eryngietum campestris												2						
31RG02	4	RG Diplotaxis tenuifolia [Artemisietea vulgaris]											4							
31RG05	2	RG Cirsium arvense ([Artemisietea vulgaris]																		2
33AA	1	Galio-Alliarion																		1
33RG01	5	RG Urtica dioica [Galio-Urticietea]																		5
37AC01	4	Hippophaeo-Sambucetum																	4	
37RG01	1	RG Hippophae rhamnoides-Sonchus arvensis [Berbiridion vulgaris/Ammophilion arenariae]																	1	
37RG04	5	RG Ligustrum vulgare [Berberidon vulgaris]																	5	

De hierna volgende beschrijving van de types volgt een vast stramien. Het type krijgt de naam van het syntaxon waartoe de meerderheid van de opnamen de grootste affiniteit vertonen (volgens Associa) en aan de hand van de twee of drie meest bepalende soorten. Daarna wordt aangegeven bij welke karteringseenheid zoals gebruikt in de voorstudie (Hoffmann et al, 1996) het besproken type het best aansluit, tot welke BWK-eenheid, welk habitatdoeltype, habitatrichtlijntype en welk natuurtype (Vandenbussche et al. 2002) en Corinetype het meeste affiniteit vertoont. Vervolgens komt de soortensamenstelling aanbod, waarna wordt ingegaan op de niet biologische kenmerken van het type (jaren van opname, transecten, overstromingsfrequentie, ondergane natuurherstelmaatregelen en beheersvormen). Voor alle vegetatietypes wordt een verspreidingskaartje (het voorkomen in de transecten) afgedrukt op basis van de verspreiding in 2003.

Er worden naar analogie met Schaminée et al. (1995: 82-83) verschillende types van diagnostische soorten onderscheiden:

- Exclusieve soorten komen vrijwel uitsluitend voor in het desbetreffende type (elders < 3%).
- Selectieve soorten vertonen in het type een hoge presentie (> 50%) en vertonen overal elders een lage presentie (< 10%).
- Preferente soorten vertonen in het betreffende type een duidelijk hogere bedekking dan in andere types, ze hoeft niet noodzakelijk een hoge presentie te vertonen
- Constante soorten vertonen niet noodzakelijk voorkeur voor het type maar komen wel in > 70% van de opnamen voor

Overige hoog frequente soorten hebben intermediaire presentiekenmerken (minstens in 30% van de opnamen van het desbetreffende type).

Intermezzo 1: Identificatie van opnamen aan de hand van ASSOCIA
(naar Vandenbussche et al, 2002)

Voor het identificeren van Nederlandse vegetaties werden twee identificatieprogramma's ontwikkeld: SynDiaT (Pot, 1997a, b) en Associa (van Tongeren, 2000). Associa werd door ons gebruikt als hulpmiddel voor het identificeren van opnamen van de IJzermonding en als toetsing aan de Nederlandse syntaxonomie. Voor Vlaanderen bestaat geen gelijkaardig identificatieprogramma.
Na het uitvoeren van de Twinspan-analyses bood dit programma een meerwaarde bij het syntaxonomisch plaatsen van opnamen. Veelal komen vegetaties voor die geen echte syntaxonomische kentaxa herbergen, terwijl ook deze vegetaties liefst tot één of ander vegetatietype-syntaxon zou toegewezen worden. Hiertoe kan Associa een bijdrage leveren, omdat het programma ook toelaat opnamen die geen kensoorten bevatten syntaxonomisch te identificeren. Het programma is uiteraard niet 100 % betrouwbaar voor identificatie van Vlaamse vegetaties. De mate waarin een

vegetatieopname syntaxonomisch correct geplaatst wordt, valt af te leiden uit drie indices, de combined index value "weirdness value en de incompleteness value". De combined index zegt iets over de similariteit van de opname met de "doorsnee" opname van het syntaxon in kwestie in de Vegetatie van Nederland, de "weirdness" zegt iets over het aandeel syntaxon-vreemde soorten die in de vegetatieopname voorkomen en de "incompleteness" zegt iets over de mate waarin syntaxon-eigen soorten in de vegetatie ontbreken. Er worden door van Tongeren (2000) geen minimum- en maximumwaarden opgegeven voor deze indexen. Er geldt: hoe lager de index – die ook negatief kan zijn – hoe dichter de vegetatieopname de doorsneeopname benadert.

Referenties

Pot, R. 1997a. SynDiaT, Syntaxonomical Diagnostics Tool, a computer program based on the deductive method of community identification. Acta Bot. Neerl. 46: 230.

Pot, R. 1997b. Het identificeren van vegetatietypen met behulp van de computer. Stratiotes 15: 16-27.

Van Tongeren, O. 2000. Programma ASSOCIA. Gebruikershandleiding en voorwaarden. (niet officieel gepubliceerd)

11.2.3 Enkele gevolgen van de gebruikte methode

Het door verschillende personen en onafhankelijk van elkaar opnemen van dezelfde proefvlakken heeft belangrijke nadelen. In onderhavig geval werden de opnamen steeds door andere personen gemaakt, in 2001 door Birgit De Fré, in 2002 door Hannah Van Nieuwenhuyse, in 2003 door Nele Hardies en in 2004 door Maurice Hoffmann, Sam Provoost, Ann De Rycke, Griet Ameeuw en Ward Vercruysse (steeds in groepen van twee). Verschillen in soortopvattingen of af en toe zelfs verkeerde determinaties leiden dan tot schijnbare veranderingen in de tijd, die slechts aan die persoonsgebonden verschillen te wijten zijn. Anderzijds kunnen door verschillen in seizoensomstandigheden soorten gemist worden of soorten andere bedekkingen vertonen. De opnamen werden daarom zoveel mogelijk in hetzelfde vegetatieseizoen gemaakt (juli-augustus voor de duingebieden, augustus-september voor de schorgebieden).

Hoofdzakelijk om die reden, maar ook omdat sommige soorten niet op elk moment goed herkenbaar zijn, moesten een aantal soorten samengebracht worden tot op genus of soortengroepniveau. Dit is met name het geval voor de volgende soorten.

Salicornia europaea en *S. procumbens* werden samengevoegd en benoemd als *Salicornia europaea*. Pas in 2004 werden beide soorten van elkaar onderscheiden. *Spergularia marina* en *S. media* werden gegroepeerd onder een soortengroep. Beide soorten werden in 2004 wel onderscheiden. Omwille van duidelijk soortverwarring waren wij genoodzaakt om *Agrostis stolonifera* en *A. capillaris* voor de opnamen uit 2001-03 te groeperen onder *Agrostis* sp. Ook bij de analyse van *Elymus* bleek dat hoogst waarschijnlijk *E. athericus* en *E. repens* door sommige onderzoekers slecht onderscheiden werden, waardoor we genoodzaakt waren beide te lumpen tot een soortengroep. *Festuca rubra*, *F. juncifolia* en eventuele andere ondersooorten of variëteiten van *F. rubra* werden samengebracht onder de noemer *F. rubra* s.l. Ook alle *Erodium*-taxa (*E. cicutarium*, *E. cicutarium* ssp. *dunense*, *E. glutinosum*) werden ondergebracht in een taxon, *Erodium* spp. Hetzelfde gaat op voor alle *Taraxacum* spp (vermoedelijk slechts een soort), *Vicia* spp. (*Vicia lathyroides*, *V. sativa* ssp. *nigra*) en *Epilobium* spp.

11.2.4 Vegetatiekartering

De digitale false colour infraroodfotoreeksen (FCIR) lieten ons toe de vegetatiekartering in sterke mate te objectiveren. Om het proces te automatiseren lag het in de bedoeling om een digitale beeldverwerkingtechniek (ERDAS-Imagine) te gebruiken om de foto's te classificeren. Als referentiemateriaal voor de beeldverwerking zou dan gebruik gemaakt worden van de hieronder besproken vegetatieopnamen en -classificatie. De methode maakt gebruik van de verschillen in contrast tussen de rode en nabij-infrarode band voor verschillende vegetatietypen (het principe van vegetatieindices). Op die manier kan een gebiedsdekkende rasterkaart aangemaakt worden waarin de

vegetatiestructuur in detail wordt weergegeven. Eenheden tot ca. een halve meter in diameter kunnen hierbij normaliter gedetecteerd worden. Een belangrijk voordeel van deze vegetatiekaarten is het feit dat de gegevens op verschillende schalen kunnen geïnterpreteerd worden en naar vectoriële GIS-lagen worden omgezet.

Tijdens het vegetatiekundig onderzoek moesten wij echter vaststellen dat de beeldverwerkingstechniek nog onvoldoende ontwikkeld is en dat de voormelde beeldverwerkingstechniek onvoldoende detail kon leveren.
Daarom werd besloten om a posteriori een meer klassieke vegetatiekarteringsmethode te gebruiken.
Tijdens de monitoringperiode werden twee bruikbare luchtfotoreeksen gevlogen, de eerste vlucht vond plaats op 28 juli 2002, tussen 12u45 en 13u00 (Eurosense), de tweede vond plaats op 29 juli 2004, tussen 13u50 en 14u15 (Aerodata). In tabel 11.4 worden deze vergeleken met de getijwaarnemingen op die dagen, wat belangrijk is voor de inschatting van de slikoppervlakte. De fotoreeks van 2002 vertoont een waterlijn die zich tussen 0,82 en 0,95m boven de gemiddelde laagwaterlijn bevindt, bij de fotoreeks van 2004 is dit 2,65 tot 2,97m.

Tabel 11.4 – Vergelijking van de vluchttijden van de luchtfotoreeksen van 28 juli 2002 en 29 juli 2004 met de getijgegevens van het dichtst bij gelegen hoog- en laagwater van beide dagen (gegevens van de tijmeetpost op het noordelijke havenhoofd van het voormalig tijdok, opgevraagd bij de Dienst Hydrografie en Hydrometeo van de Afdeling Kust van AWZ). Tevens wordt de schaal van de contactafdrukken weergegeven.

vluchtdatum	schaal contactafdruk	tijdstip	m TAW
Gemiddeld laagwater (1991-2000)			0,31
28/07/2002	1: 5.000		
Laagwater		10u57	0,30
Start vlucht		12u45	1,13
Einde vlucht		13u00	1,26
Hoogwater		16u25	4,60
29/07/2004	1: 10.000		
Hoogwater		11u30	4,20
Start vlucht		13u50	3,28
Einde vlucht		14u15	2,96
Laagwater		18u26	0,34

Voor de vegetatiekartering werd volgende procedure gevolgd:

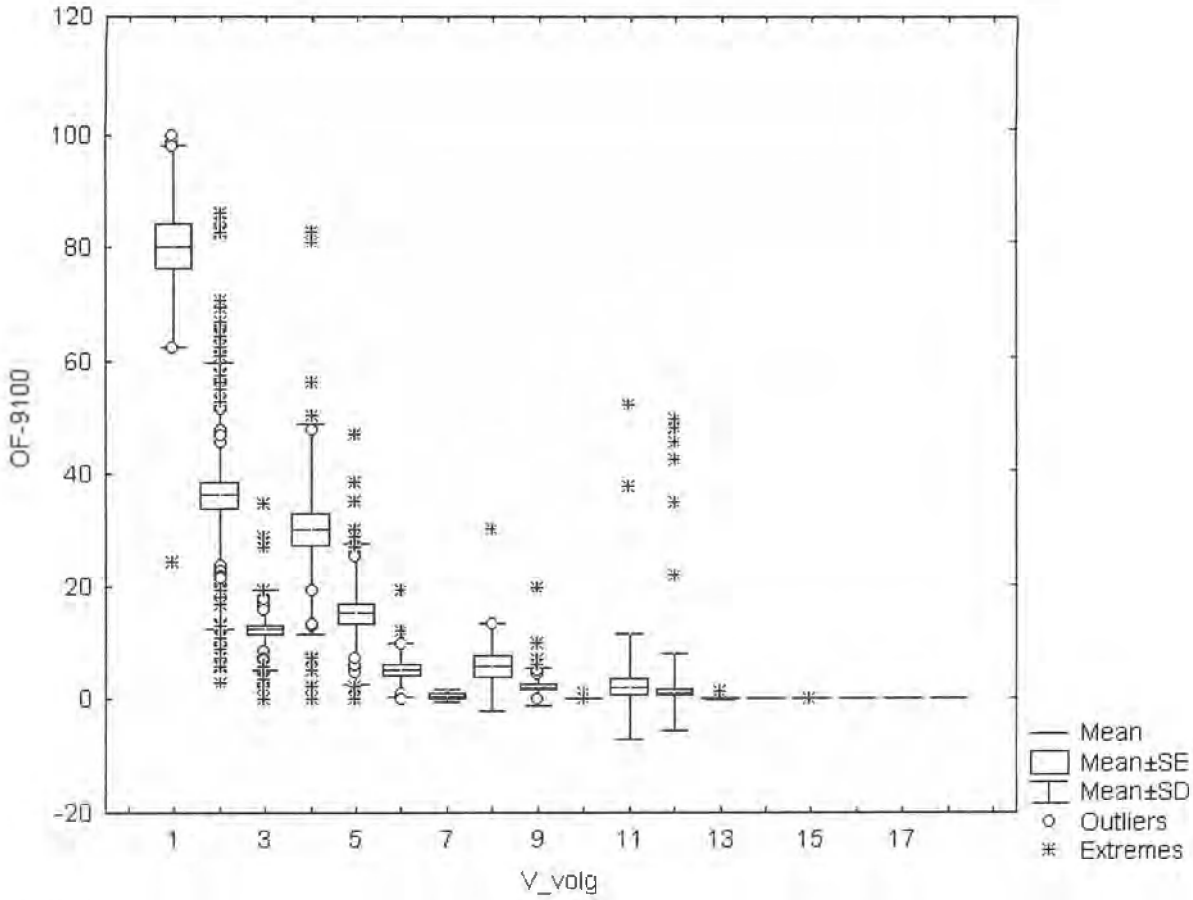
1. De FCIR-luchtfotoreeks van 2004 (oorspronkelijke schaal van de contactafdrukken: 1:10.000), die beschikbaar was op 19 november 2004, werd ingelezen in ArcView, waarna op basis van visuele interpretatie van kleur- en structuurverschillen fotografische eenheden werden afgebakend. Deze foto-eenhedenkaart diende als basiskaart voor het terreinwerk.
2. Op het terrein werd tijdens verscheidene velddagen in juli 2005 het te karteren gebied doorkruist en werden aan de foto-eenheden reële karteringscodes toegekend. Indien nodig werden in het veld correcties gedaan op de afbakening van eenheden. Dit bleek noodzakelijk aangezien op het terrein vaak meer vegetatie-eenheden konden onderscheiden worden dan op de fotoreeks. Anderzijds moesten soms fotoeenheden gecombineerd worden omwille van het onmogelijk kunnen vastleggen van scherpe vegetatiegrenzen in het veld.
3. De veldkartering werd dan gedigitaliseerd in ArcView, waarna een lokalisatie en oppervlakteberekening per karteringseenheid mogelijk werd.
4. De karteringscodes werden toegekend volgens het systeem dat werd ontwikkeld door Leten & Provoost ('Vegetatiecode kustecosystemen'; systeem is nog steeds in ontwikkeling) en voor het eerst werd toegepast door Provoost et al. (1993) voor de Doornpanne en nadien voor verschillende andere duingebieden en in de kustecosysteemvisie (Provoost & Hoffmann (red.), 1996). Zoals quasi elke vegetatiekartering is deze in de eerste plaats gebaseerd op vegetatiestructuur (open duin, mosduin, grasland, ruigte, struweel, bos, enz.), waarna veelal gedetailleerd wordt aan de hand van vegetatiebepalende soorten. Wegens de hoge ruimtelijke heterogeniteit en het vaak niet nauwkeurig kunnen afbakenen van vegetatie-eenheden, werden de karteringscodes vaak gecombineerd, waarbij de dominante karteringseenheid vooraan staat, gevolgd door de respectievelijk steeds minder dominante eenheden. Het kan daarbij zowel

gaan om een fijnschalig mozaïek van eenheden (bv. kleine vlekken dauwbraamstruweel, afgewisseld met mosduinfragmenten en droge duingraslandfragmenten: R1T1G7) als een ruimtelijke vermenging van de kenmerken van twee of meer eenheden (bv. door elkaar co-dominant voorkomen van gewoon struisriet en glanshaver: C1C5). In het geval van de IJzermonding werden tot op 4 karteringscodes gecombineerd.

5. Nadat de vegetatiekartering voor 2004 werd voltooid, kon door visuele vergelijking van deze kartering met de FCIR-fotoreeks van 2002 een vegetatiekaart gereconstrueerd worden voor 2002 op basis van de FCIR-fotoreeks van 28 juli 2002. Belangrijk voordeel daarbij was dat de fotoreeks van 2002 een aanzienlijk hogere resolutie heeft (oorspronkelijke opnameschaal 1:5.000) dan de reeks van 2004 (1:10.000). Hiermee werd ook een gebiedsdekkende vegetatiekaart verkregen voor 2002.
6. De uitgangssituatie, voordat de natuurherstelwerken werden uitgevoerd, werd gelijkgesteld aan de vegetatiekartering die opgemaakt werd in het kader van de opmaak van het ecologische streefbeeld (Hoffmann et al. 1996) en die gebaseerd is op een FCIR-luchtfotoreeks van 3 augustus 1994 (schaal 1:2000); de veldgegevens hiervoor werden verzameld door Matthias Hoys.
7. Voor de oppervlakteschatting per karteringseenheid werd bij karteringseenheden met slechts 1 karteringscode 100 % toegewezen aan die karteringscode. Bij twee karteringscodes, werd 67% toegewezen aan de eerste code en 33% aan de tweede code, bij drie codes was de verdeelsleutel 50 – 33 - 17%, bij 4 codes was de verdeelsleutel 40 – 30 – 20 – 10%. Onder een karteringscode wordt verstaan een structurele eenheid met de aanduiding van de vegetatiebepalende soort(en), bv. R1 voor braamstruweel, gedomineerd door *Rubus caesius*. Let wel, de nadere bepaling van de code is niet altijd gebaseerd op een of meerdere plantensoorten, maar kan ook gebaseerd zijn op ecologische of gebruikskenmerken. In sommige gevallen was een nadere bepaling van de karteringscode niet mogelijk (bv. U voor ruigte in het algemeen zonder aanduiding van de dominante soort(en)).

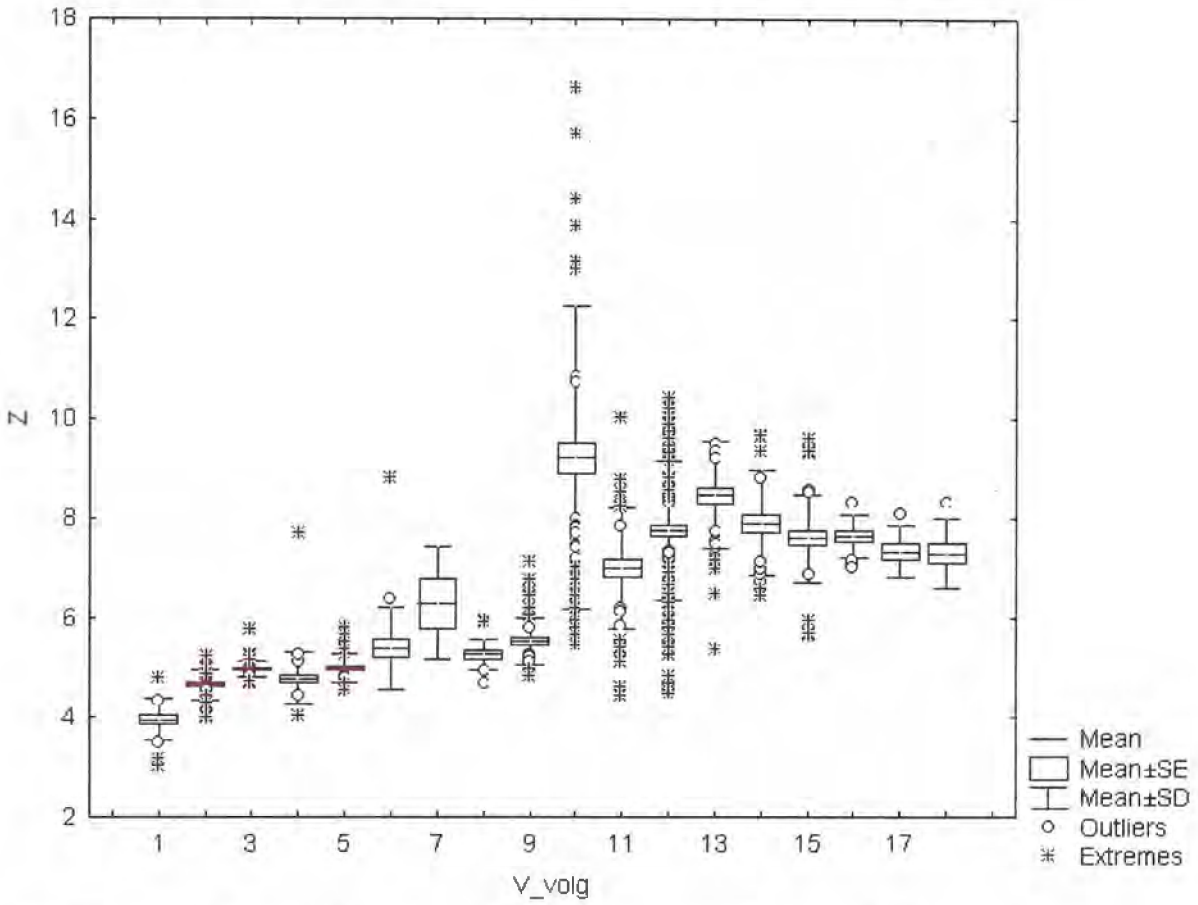
11.3 Resultaten vegetatieanalyse

11.3.1 Enkele algemene en niet-floristische kenmerken per vegetatietype



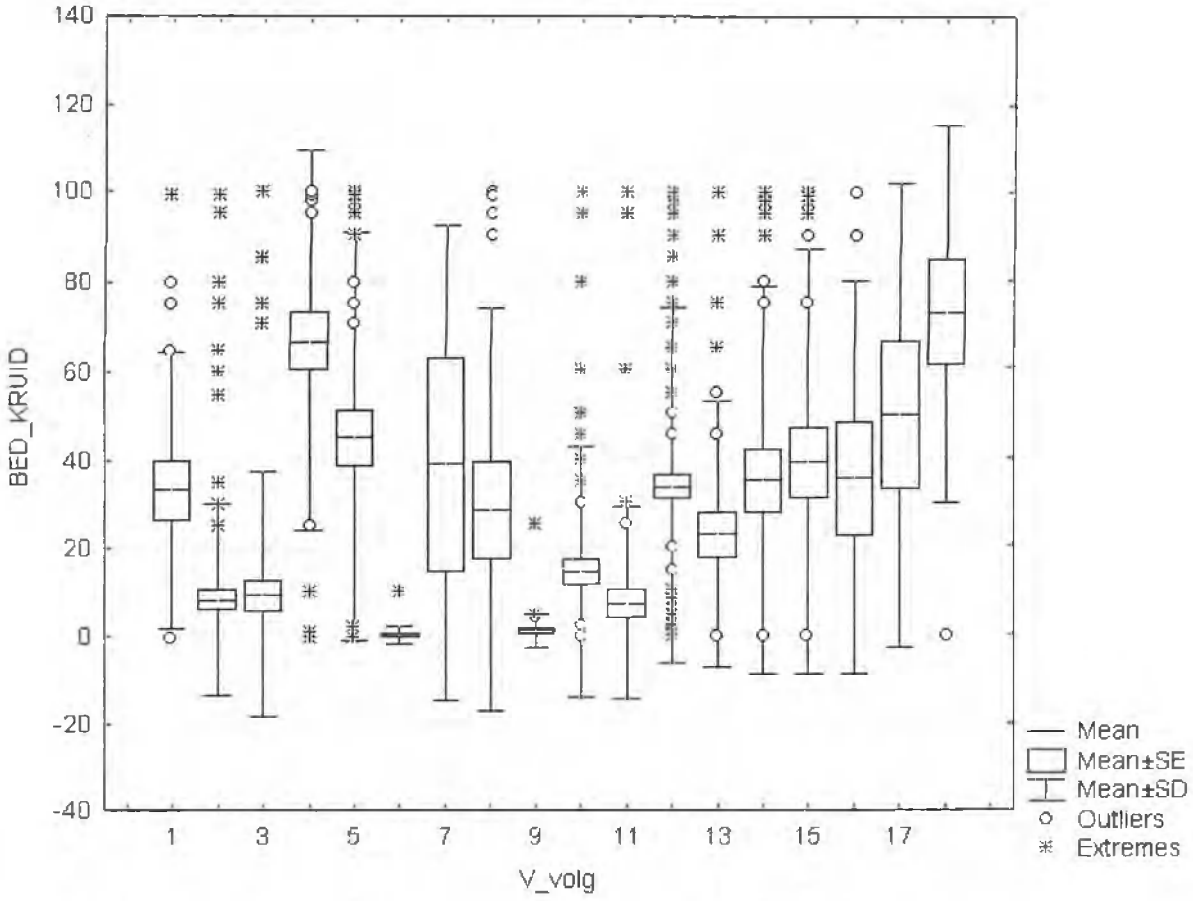
Figuur 11.3 - IJzermonding, gemiddelde overstromingsfrequentie van de vegetatieopnamen, gerangschikt per vegetatietype.

1: *Spartinetum townsendii*; 2: *Salicornietum brachystachyae*; 3: *Suaedetum maritimae*; 4: *Puccinellietum maritimae*; 5: *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; 6: *Chenopodietum rubri*; 7: *Saginion maritimae*; 8: *Atriplicetum littoralis*; 9: *Honckenyo-Agropyretum juncei*; 10: *Ammophiletum arenarii*; 11: *Bromo-Corispermetum*; 12: *Echio-Verbascetum*; 13: *Phleo-Tortuletum ruraliformis*; 14: *Sileno-Tortuletum ruraliformis*; 15: *Festuca-Galietum veri*; 16: *Cladonio-Koelerietalia*; 17: *Hippophaeo-Sambucetum*; 18: RG *Urtica dioica* [*Galio-Urticetea*].



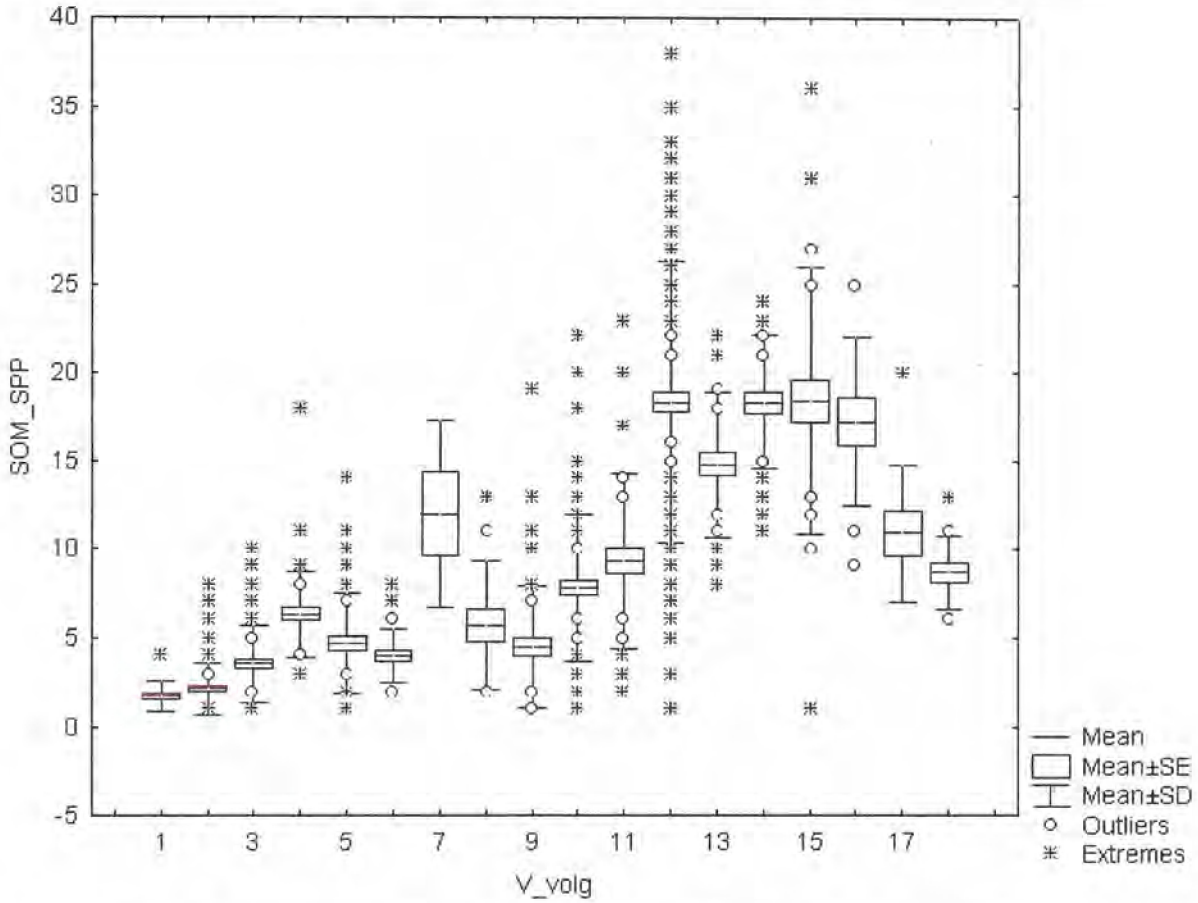
Figuur 11.4 - IJzermonding, gemiddelde hoogteligging van de vegetatieopnamen, gerangschikt per vegetatietype.

1: *Spartinetum townsendii*; 2: *Salicornietum brachystachyae*; 3: *Suaedetum maritimae*; 4: *Puccinellietum maritimae*; 5: *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; 6: *Chenopodietum rubri*; 7: *Saginion maritimae*; 8: *Atriplicetum littoralis*; 9: *Honckenyo-Agropyretum juncei*; 10: *Ammophiletum arenarii*; 11: *Bromo-Corispermetum*; 12: *Echio-Verbascetum*; 13: *Phleo-Tortuletum ruraliformis*; 14: *Sileno-Tortuletum ruraliformis*; 15: *Festuca-Galietum veri*; 16: *Cladonio-Koelerietalia*; 17: *Hippophaeo-Sambucetum*; 18: RG *Urtica dioica* [*Galio-Urticetea*].



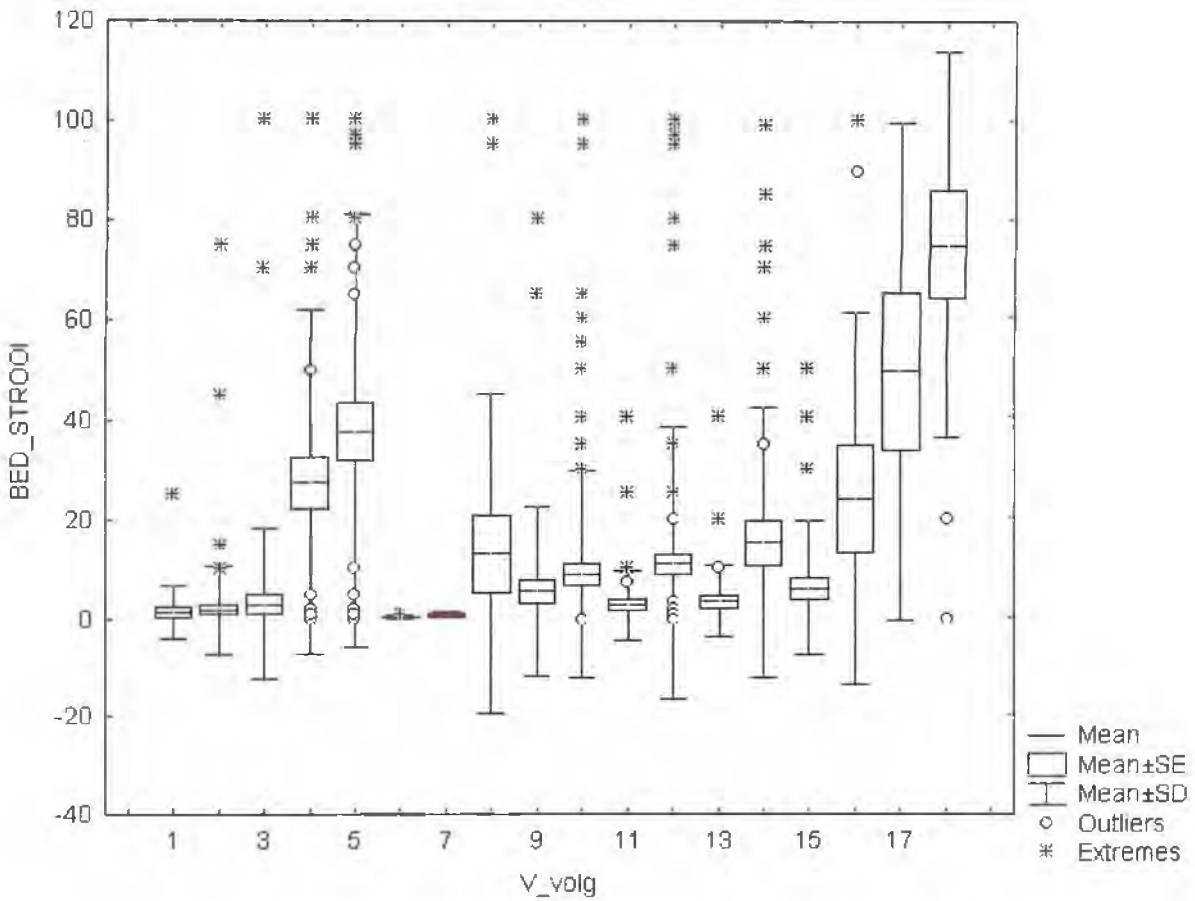
Figuur 11.5 - IJzermonding, gemiddelde totale bedekking van de vegetatie in de opnamen, gerangschikt per vegetatietype.

1: *Spartinetum townsendii*; 2: *Salicornietum brachystachyae*; 3: *Suaedetum maritimae*; 4: *Puccinellietum maritimae*; 5: *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; 6: *Chenopodietum rubri*; 7: *Saginion maritimae*; 8: *Atriplicetum littoralis*; 9: *Honckenyo-Agropyretum juncei*; 10: *Ammophiletum arenarii*; 11: *Bromo-Corispermetum*; 12: *Echio-Verbascetum*; 13: *Phleo-Tortuletum ruraliformis*; 14: *Sileno-Tortuletum ruraliformis*; 15: *Festuca-Galietum veri*; 16: *Cladonio-Koelerietalia*; 17: *Hippophaeo-Sambucetum*; 18: RG *Urtica dioica* [*Galio-Urticetea*].



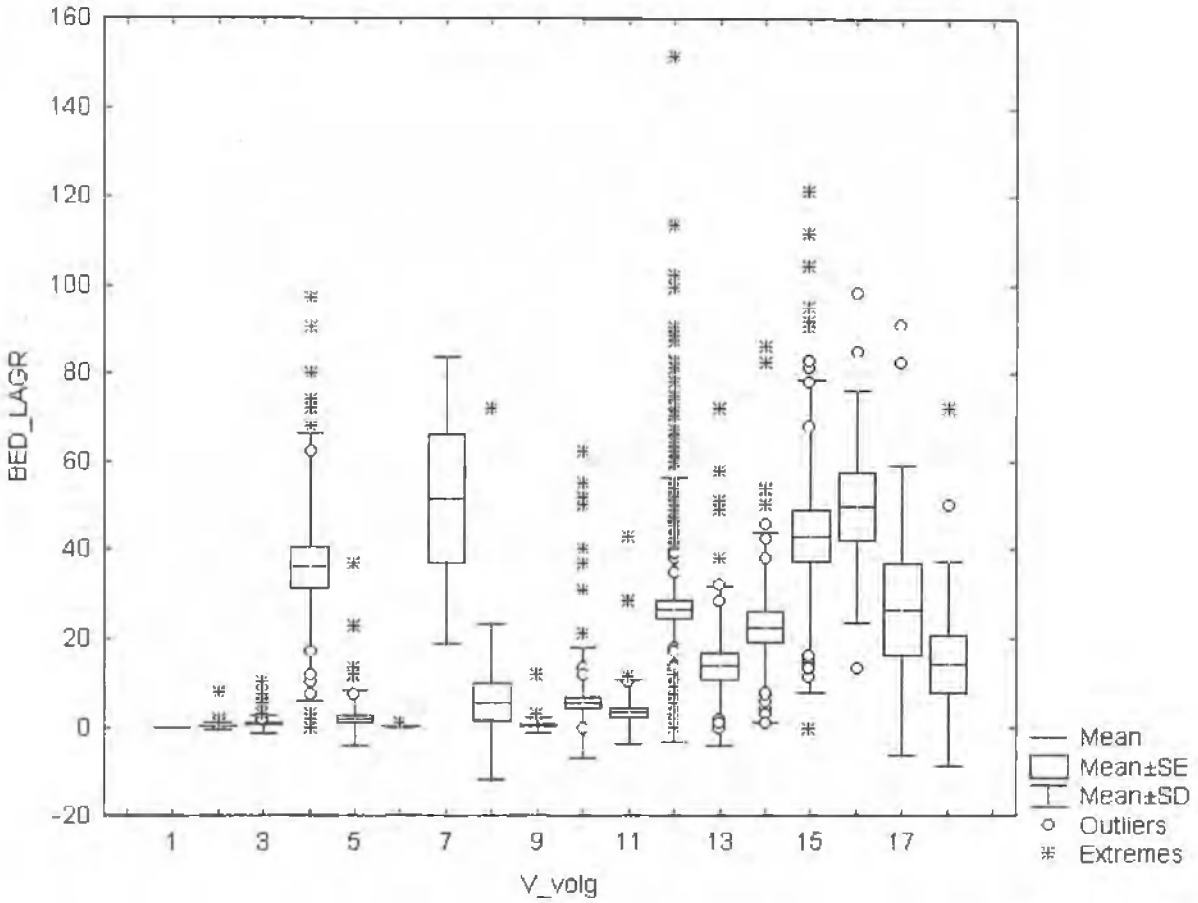
Figuur 11.6 - IJzermonding, gemiddelde aantal soorten per vegetatieopname, gerangschikt per vegetatietype.

1: *Spartinetum townsendii*; 2: *Salicornietum brachystachyae*; 3: *Suaedetum maritimae*; 4: *Puccinellietum maritimae*; 5: *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; 6: *Chenopodietum rubri*; 7: *Saginion maritimae*; 8: *Atriplicetum littoralis*; 9: *Honckenyo-Agropyretum juncei*; 10: *Ammophiletum arenarii*; 11: *Bromo-Corispermetum*; 12: *Echio-Verbascetum*; 13: *Phleo-Tortuletum ruraliformis*; 14: *Sileno-Tortuletum ruraliformis*; 15: *Festuca-Galietum veri*; 16: *Cladonio-Koelerietalia*; 17: *Hippophaeo-Sambucetum*; 18: RG *Urtica dioica* [*Galio-Urticetea*].



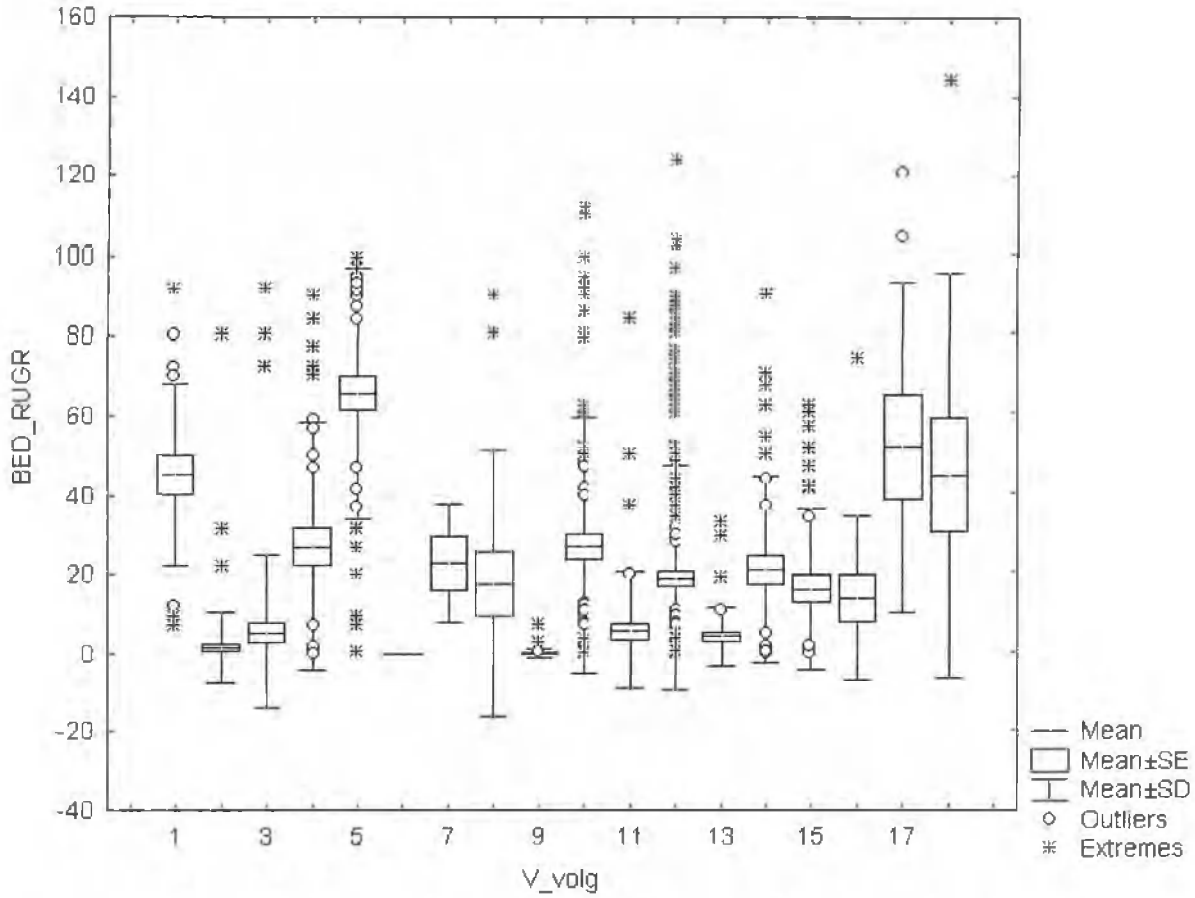
Figuur 11.7 - IJzermonding, gemiddelde bedekking van de strooisellaag per vegetatieopname, gerangschikt per vegetatietype.

1: *Spartinetum townsendii*; 2: *Salicornietum brachystachyae*; 3: *Suaedetum maritimae*; 4: *Puccinellietum maritimae*; 5: *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; 6: *Chenopodietum rubri*; 7: *Saginion maritimae*; 8: *Atriplicetum littoralis*; 9: *Honckenyo-Agropyretum juncei*; 10: *Ammophiletum arenarii*; 11: *Bromo-Corispermetum*; 12: *Echio-Verbascetum*; 13: *Phleo-Tortuletum ruraliformis*; 14: *Sileno-Tortuletum ruraliformis*; 15: *Festuca-Galietum veri*; 16: *Cladonio-Koelerietalia*; 17: *Hippophaeo-Sambucetum*; 18: RG *Urtica dioica* [*Galio-Urticetea*].



Figuur 11.8 - IJzermonding, gemiddelde som van de bedekking van laagblijvende, meestal door grazers geprefereerde grassoorten (de meest algemene zijn Agrostis stolonifera, A. capillaris, Festuca rubra s.l., Poa pratensis, Puccinellia maritima) per vegetatieopname, gerangschikt per vegetatietype.

1: *Spartinetum townsendii*; 2: *Salicornietum brachystachyae*; 3: *Suaedetum maritimae*; 4: *Puccinellietum maritimae*; 5: *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; 6: *Chenopodietum rubri*; 7: *Saginion maritimae*; 8: *Atriplicetum littoralis*; 9: *Honckenyo-Agropyretum juncei*; 10: *Ammophiletum arenarii*; 11: *Bromo-Corispermetum*; 12: *Echio-Verbascetum*; 13: *Phleo-Tortuletum ruraliformis*; 14: *Sileno-Tortuletum ruraliformis*; 15: *Festuca-Galietum veri*; 16: *Cladonio-Koelerietalia*; 17: *Hippophaeo-Sambucetum*; 18: RG *Urtica dioica* [*Galio-Urticetea*].

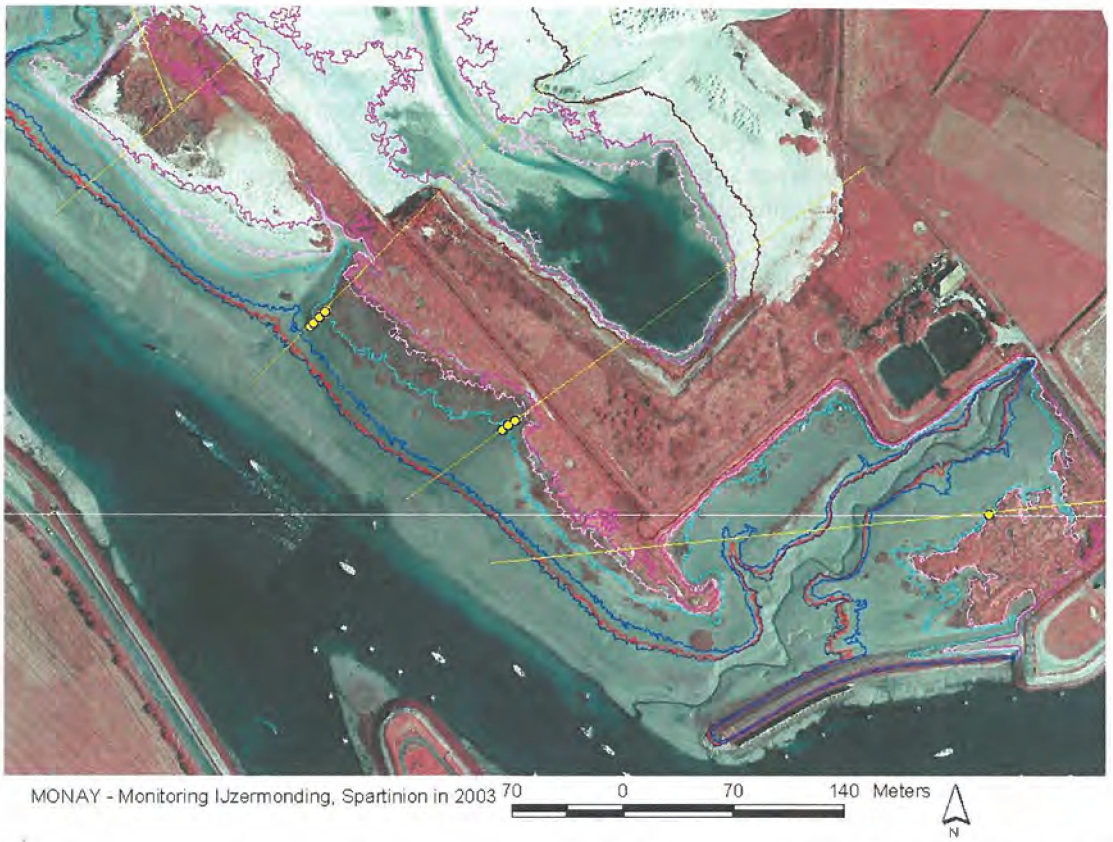


Figuur 11.9 - IJzermonding, gemiddelde som van de bedekking van hoog uitgroeiende grassoorten (de belangrijkste zijn Ammophila arenaria, Calamagrostis epigejos, Elymus athericus en Spartina townsendii) per vegetatieopname, gerangschikt per vegetatietype.

1: *Spartinetum townsendii*; 2: *Salicornietum brachystachyae*; 3: *Suaedetum maritimae*; 4: *Puccinellietum maritimae*; 5: *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; 6: *Chenopodietum rubri*; 7: *Saginion maritimae*; 8: *Atriplicetum littoralis*; 9: *Honckenyo-Agropyretum juncei*; 10: *Ammophiletum arenarii*; 11: *Bromo-Corispermetum*; 12: *Echio-Verbascetum*; 13: *Phleo-Tortuletum ruraliformis*; 14: *Sileno-Tortuletum ruraliformis*; 15: *Festuca-Galietum veri*; 16: *Cladonio-Koelerietalia*; 17: *Hippophaeo-Sambucetum*; 18: RG *Urtica dioica* [*Galio-Urticetea*].

11.3.2.1 Spartinetum townsendii, monospecifieke gemeenschap van Engels slijkgras

(n=21, 2001: 6, 2002: 7; 2003: 8) – type 1



Figuur 11.10 – Voorkomen van Spartinion (Spartinetum townsendii) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen
Cartografie kustvegetaties: M1: schorvegetatie, *Spartina* dominant
Vegetatie van Nederland: 24Aa02: Spartinetea, Spartinetalia, Spartinion, Spartinetum townsendii
BWK: Da
Habitatdoeltype: G3 Slikken en schorren
Natuurtype: Pioniergemeenschappen met engels slijkgras (*Spartina townsendii*)
Corine: 15.21 Flat-leaved cordgrass swards
Habitatrichtlijn: *Spartina* swards (*Spartinion maritimi*); Estuaries (1320)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling
Structuur: ca. 40-60 cm hoge, monospecifieke, eenlagige vegetatie van een stijfbladig, overblijvend gras, dat vaak licht boven het omringende vegetatieloze slik uitsteekt door slibaccumulatie tussen de dicht opeen staande stengels
Exclusieve soorten: -
Selectieve soorten: engels slijkgras (gem. en karak. bed. 45,1 %)
Preferente soorten: -
Constante soorten: -

Overige frequente soorten: zeekraal (*Salicornia europaea)*

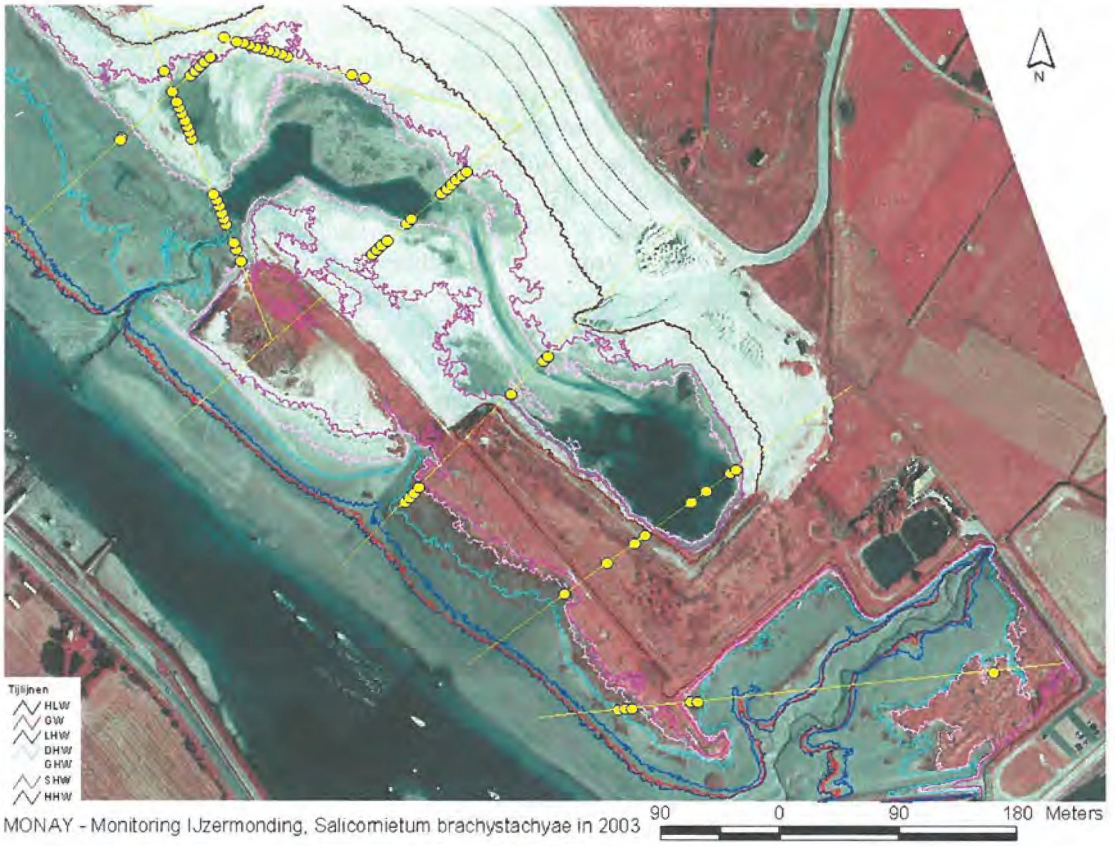
Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Het Spartinetum townsendii is vanaf de laagwaterlijn de eerste door macrofyten bepaalde gemeenschap die men tegenkomt. Het ligt steeds iets onder of boven de gemiddelde dood tij hoogwaterlijn, wat betekent dat het bij vrijwel elk hoogwater overstroomt. Het komt enkel voor in de transecten 1, 2 en 3 voor de oude schorrelicten. De gemeenschap kwam (nog) niet tot ontwikkeling in de door de werken nieuw ontstane intertidale gebieden, hoewel hier en daar wel al individuen van Engels slijkgras werden aangetroffen.
Hoogteligging: opnamen (305-) 394 (-477), er zijn echter zones met slijkgrasdominantie, die niet werden opgenomen en die integraal en vaak ruim onder de DHW-lijn 392 cm TAW) gelegen zijn in een zone tussen LHW (271cm TAW= laagst waargenomen hoogwater in de periode 1991-2000) en DHW. Hieruit valt af te leiden dat het merendeel van deze gemeenschappen bij elk hoogwater onder water komt. Het substraat is steeds slibrijk. De gemeenschap werd tot 2003 enkel potentieel begraasd door geiten, sinds 2004 ook potentieel door schapen. De huidige gemeenschappen van dit type werden niet beïnvloed door de herstelmaatregelen.

In de nieuw ontstane intertidale gebieden heeft de gemeenschap zich nog niet gevestigd, hoewel op de meer geëxponeerde plaatsen wel degelijk zones met de juiste hoogteligging voorhanden zijn en dit in relatief grote oppervlakten: in het hele gebied (incl. Kreek van Lombardsijde) is niet minder dan 6,30 ha gelegen tussen LHW en DHW, en daarmee potentieel slijkgrasgebied. Ter plaatse wordt echter vaak slechts beperkte aanslibbing vastgesteld, veelal zijn de zones tussen LHW en DHW relatief zandig. Mogelijk is de helling op sommige plaatsen te sterk om sedimentatie en vestiging van Engels slijkgras toe te laten. In hoeverre de bestaande slijkgrasvegetaties aan de IJzermonding door de mens zijn aangeplant is onbekend. De soort heeft zich in ieder geval pas ergens tussen 1929 (niet vermeld door Hocquette (1927) en Isaäcson & Magnel (1929) en 1946 (eerste vermelding door Duvigneaud & Lambinon (1963), vroegst gekende herbariumspecimen dateert van (28/7/1946)) gevestigd[12]. In de luwe intertidale zone is het terrein onvoldoende diep afgegraven om slijkgrasvegetaties te doen verwachten.
Er zijn geen specifieke beheersmaatregelen nodig om dit vegetatietype in stand te houden, begrazing wordt als positief ingeschat; ontwikkeling op de niet-geëxponeerde intertidale plaatsen lijkt onwaarschijnlijk.

[12] Maquet (1982) vermeldt voor de IJzermonding het voorkomen van drie cytotypes van engels slijkgras (hybride van de inheemse *Spartina maritima* (klein slijkgras) en de Noord-Amerikaanse *S. alterniflora*), de diploïde hybride *Spartina x townsendii*, de amfidiploïde *S. anglica* en een triploïde, steriele terugkruising van beide. De diploïde hybride is steriel, de amfidiploïde vormt levensvatbare zaden.

11.3.2.2 Salicornietum brachystachyae, soortenarme therofytengemeenschap met dominantie van zeekraal

(n=98, 2001: 15; 2002: 13; 2003: 70) – type 2



Figuur 11.11 - Voorkomen van Thero-Salicornion (Salicornietum brachystachyae) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: M2 Salicornia/Suaeda dominant p.p.
Vegetatie van Nederland: Salicornietea, Thero-Salicornietalia, Thero-Salicornion, Salicornietum brachystachyae
BWK: Da
Habitatdoeltype: G3 Slikken en schorren
Natuurtype: pioniergemeenschappen met zeekraal
Corine: 15.11 Glasswort swards, 15.111 Atlantic glasswort swards
Habitatrichtlijn: *Salicornia* and other annuals colonizing mud and sand (1310)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

Structuur: open, weinig bedekkende en laagblijvende, door *Salicornia europaea* gedomineerde therofytengemeenschap, die zich begint te ontwikkelen in de vroege zomer en uitgroeit tot een in september roodbruin verkleurend vegetatiedek; de bodem kan bedekt zijn met een vrijwel gesloten wiermat van nopjeswier.
Exclusieve soorten: -
Selectieve soorten: -
Preferente soorten: zeekraal (*Salicornia europaea*) (gem. bed.: 8,7%)
Constante soorten: -
Overige frequente soorten: klein schorrenkruid

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer

Het Salicornietum brachystachyae is na het Spartinetum de tweede duidelijk herkenbare gemeenschap vanaf de laagwaterlijn. Weliswaar komt de differentiërende soort ook voor in het vorige en volgende type, hier bereikt ze echter verreweg de hoogste bedekkingen. Ter hoogte van de oude schorrelicten volgt het Salicornietum brachystachyae qua hoogteligging direct op het Spartinetum. Het neemt vrijwel alle proefvlakken tussen DHW en GHW in en vertoont er een overstromingsfrequentie die varieert tussen 11 en 86 % met een gemiddelde van 53%. Waar dit type voorkomt op de nieuwe intertidale gebieden varieert de overstromingsfrequentie tussen 3 en 71% met een gemiddelde van 27%. Nieuwvestigingen gebeuren dus op een hoger niveau in de schorzonatie dan op de oude schorrelicten, op plaatsen waar aldaar echte schorvegetaties voorkomen behorend tot het Puccinellion maritimae of zelfs het Atriplici-Elytrigietum pungentis (zie aldaar). Het substraat heeft een slibrijk karakter. In de slibrijkste, meestal ook laagst gelegen plots in de luwe intertidale zone wordt *Salicornia europaea* vaak deels vervangen door *S. procumbens* (beide soorten werden slechts onderscheiden in de opnamen van 2004). Voor de oude schorren en op de meeste hoger gelegen luwe intertidale proefvlakken is *Salicornia europaea* de dominant. In de geëxponeerde nieuwe intertidale gebieden ter hoogte van de transecten 5-11 werd veel minder vestiging van zeekraal vastgesteld. In transect 5, tussen transect 4 en 5 en tussen transect 6 en 7 vestigden zich kleinere populaties zeekraal tussen DHW en GHW. Het totale gebied tussen DHW en GHW neemt 7,11 ha in en kan als potentieel Salicornietum-gebied worden beschouwd, hoewel niet integraal, ook Suaedetum maritimae komt hier potentieel voor.

Dankzij de herstelmaatregelen zijn op korte tijd grote oppervlakten Salicornietum brachystachyae (en een kleiner oppervlak Salicornietum dolychostachyae) ontstaan, vooral in het luw intertidale gebied, grootschalige vestiging in het nieuwe geëxponeerde intertidale gebied blijft nog uit, maar blijft zeker waarschijnlijk gelet op de verspreide vestiging van zeekraal (*S. europaea*) ter plaatse. Wat de invloed zal zijn van de sinds 2004 ingevoerde begrazing met schapen valt af te wachten. zeekraal wordt zeker aangevreten door schapen, maar dit doet de planten niet noodzakelijk afsterven. De relatieve hoge ligging van de luw intertidale populaties en de lokale vestiging van lamsoor en gewoon kweldergras doet echter vermoeden dat allengs dit type zal vervangen worden door meer grazige schorvegetaties, zeker in combinatie met de begrazing, die het voorkomen van Puccinellion maritimae vegetaties bevordert en instandhoudt.
Er zijn geen specifieke beheersmaatregelen nodig om dit vegetatietype in stand te houden, van begrazing wordt weinig impact verwacht.

11.3.2.3 Suaedetum maritimae, laagblijvende schorgemeenschap met dominantie van klein schorrenkruid

(n=64, 2001: 2; 2002: 5; 2003: 56) – type 3



Figuur 11.12 - Voorkomen van Thero-Salicornion (Suaedetum maritimae) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen
Cartografie kustvegetaties: M2 Salicornia/Suaeda dominant p.p.
Vegetatie van Nederland: Salicornietea, Thero-Salicornietalia, Thero-Salicornion, Suaedetum maritimae
BWK: Da
Habitatdoeltype: G3 Slikken en schorren
Natuurtype: pioniergemeenschappen met zeekraal
Corine: 15.11 Glasswort swards, 15.111 Atlantic glasswort swards
Habitatrichtlijn: Salicornia and other annuals colonizing mud and sand (1310)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling
Structuur: open, laagblijvende, door klein schorrenkruid gedomineerde therofytengemeenschap

Exclusieve soorten: -
Selectieve soorten: -
Preferente soorten: klein schorrenkruid (gem. en karak. bed.: 14,7%)
Constante soorten: zeekraal (*Salicornia europaea*)
Overige frequente soorten: lamsoor, schijnspurriesoort(en)

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Het Suaedetum maritimae volgt in de zonatie van laag naar hoog het Salicornietum brachystachyae op. Het blijkt in het studiegebied op iets zandiger terrein voor te komen dan het Salicornietum. Dit valt vooral op in de luw intertidale zone, in een gradiënt van zeer slibrijk, over slibrijk tot met slib aangerijkt zand treft men respectievelijk Salicornietum dolychostachyae (enkel onderscheiden in 2004, omdat de zeekraalsoorten in 2001-03 niet van elkaar werden onderscheiden), Salicornietum brachystachyae en Suaedetum maritimae aan. Deze gradiënt stemt echter ook overeen met een overstromingsgradiënt. Het slibgehalte per proefvlak werd niet bepaald, de hoogteligging wel. Het type ligt qua hoogteligging in de omgeving van de SHW-lijn (4,86m TAW). De gemeenschap komt in de nieuwe lagunaire zone in dezelfde hoogtezone voor als in de oude schorrelicten (zie tabel 11.5). Er vindt dus geen shift plaats zoals bij het Salicornietum. In de nieuwe gebieden ligt de bovengrens wel lager, wat te wijten kan zijn aan het ontbreken van slib in de hogere delen van deze nieuwe gebieden.

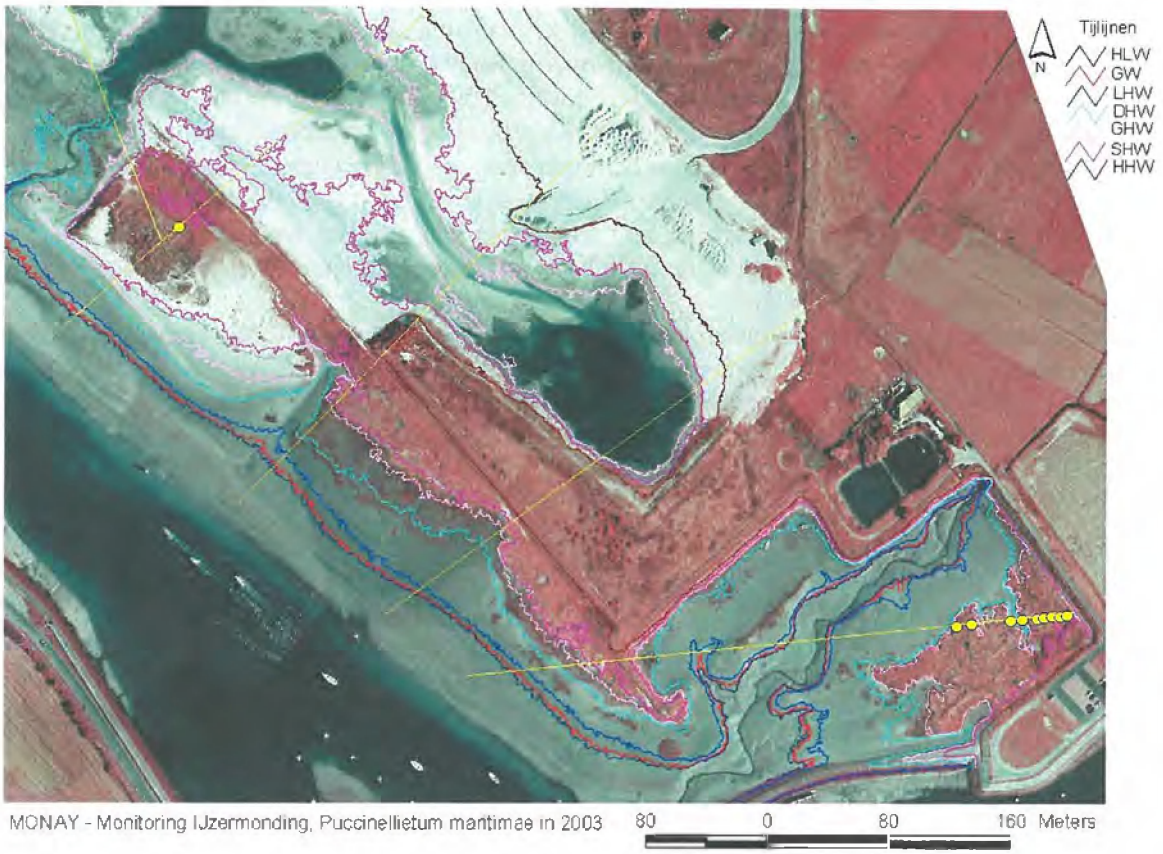
Tabel 11.5 - Hoogteligging (z) en overstromingsfrequentie (ov.freq.) van de proefvlakken met *Suaedetum maritimae*.

Suaedetum	all (n=63)		oud (n=23)		nieuw (n=40)	
maritimae	z	ov.freq	z	ov.freq	z	ov.freq
minimum	4,65	0,12	4,65	0,12	4,65	1,87
gemiddelde	4,97	12,20	4,99	12,39	4,96	12,10
maximum	5,73	34,19	5,73	34,19	5,26	34,19

Zoals voor het vorige type geldt ook hier dat dankzij de herstelmaatregelen op korte tijd grote oppervlakten Suaedetum maritimae zijn ontstaan, weliswaar uitsluitend in het luw intertidale gebied, vestiging in het nieuwe geëxponeerde intertidale gebied is sporadisch, maar kan zeker nog uitbreiden. Wat de invloed zal zijn van de sinds 2004 ingevoerde begrazing met schapen valt opnieuw af te wachten. klein schorrenkruid wordt zeker aangevreten door schapen, maar dit doet de planten niet noodzakelijk afsterven. De altitudinaal relatief beperkt zone die geschikt is voor deze pioniergemeenschap (snel zandig worden van het substraat naar boven toe) en de lokale vestiging van lamsoor en gewoon kweldergras in de slibrijke delen doet echter vermoeden dat allengs ook dit type grotendeels zal vervangen worden door meer grazige schorvegetaties, zeker in combinatie met de begrazing, die het voorkomen van Puccinellion maritimae vegetaties bevordert en instandhoudt.
Er zijn geen specifieke beheersmaatregelen nodig om dit vegetatietype in stand te houden, begrazing wordt als positief ingeschat.

11.3.2.4 Puccinellietum maritimae, relatief soortenrijk zilt grasland met lamsoor

(n=44, 2001: 17; 2002: 18; 2003: 10) – type 4



Figuur 11.13 - Voorkomen van Puccinellion maritimae (Puccinellietum maritimae) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: M3, lage schorvegetatie

Vegetatie van Nederland: Asteretea tripolii, Glauco-Puccinellietalia, Puccinellion maritimae, Puccinellietum maritimae

BWK: Da

Habitatdoeltype: G3 Slikken en schorren

Natuurtype: lage schorren met gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*) en gewone zoutmelde (*Halimione portulacoides*)

CORINE: 15.31 Saltmarsh grass meadows, 15.32 Saltmarsh grass communities, 15.321 Sea-purslane (*Halimione portulacoides*)-saltmarsh grass meadows; 15.33 Upper schorre communities, 15.337 Sea lavender (*Limonium vulgare*) formations constituting the "blue meadows" of the late summer bloom.

Habitatrichtlijn: Atlantic salt meadows (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*) p.p. (1330)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

Structuur: laagblijvende, gesloten, grazige vegetatie met Limonium vulgare en lage bedekking van Elymus athericus

Exclusieve soorten: zeeweegbree, schorrenzoutgras, heen

Selectieve soorten: zeeaster

Preferente soorten: gewoon kweldergras (gem. bed.: 32,5%, karak. bed.: 34,9%)

Constante soorten: lamsoor, schijnspurrie sp(p.), strandkweek
Overige frequente soorten: zeekraal (*Salicornia europaea*), klein schorrenkruid (, Zoutmelde)

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Het Puccinellietum maritimae kwam in 2003 vrijwel uitsluitend nog voor op de schorren langs de Kreek van Lombardsijde (transect 1). De overige oude schorrelicten vertonen nog nauwelijks zilt grasland (1 opname in transect 4). In 2001 kwamen nochtans nog Puccinellietum-opnamen voor in transect 2 en 4. Op relatief korte tijd is dit vegetatietype dus aanzienlijk achteruit gegaan. In 1975 (Goetghebeur, 1976; vegetatietype door hem benoemd als "lage schorre") kwam dit type nog frequent voor langs de kreken op beide schorgebieden, hoewel ook toen al het Elytrigietum op beide domineerde. Destijds was Zoutmelde nog frequenter dan nu. Het type komt (nog) niet voor in de nieuw ontwikkelde intertidale gebieden. De twee meest kenmerkende soorten, gewoon kweldergras en lamsoor, vestigden zich er wel al.
Qua hoogteligging liggen de proefvlakken tussen 4,03 en 5,22m TAW met een gemiddelde van 4,71 en een gemiddelde overstromingsfrequentie van 30,1%, merendeels liggen de opnamen daarmee tussen GHW en GSHW. Het vegetatietype ligt daarmee gemiddeld lager dan het Suaedetum maritimae, dat op meer zandige terreinen ook kan standhouden. Het Puccinellietum maritimae lijkt strikter aan slibrijk substraat gebonden te zijn.

Hoewel het type zich nog niet ontwikkelde op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden, heeft het er alle schijn van dat het er zich op korte termijn zal kunnen ontwikkelen, aangezien de twee belangrijkste soorten van het type zich her en der vestigden. Gelet op het feit dat de gemeenschap bevorderd wordt door (extensieve) begrazing lijkt het meer dan waarschijnlijk dat dit type op de oude schorrelicten terug zal kunnen uitbreiden en ook op de nieuwe intertidale gebieden zal ontwikkelen. Mogelijk is begrazing met schapen hiervoor echter onvoldoende, aangezien deze herbivoren, eenmaal strankweek tot dominantie is gekomen minder impact hebben op deze climaxsoort dan robuustere grazers als rund. De soort zal bij gebrek aan voldoende begrazing Puccinellietum vegetaties invaseren (de soort is nu reeds frequent aanwezig in dit type) en gaan domineren. Volgens de literatuur zouden runderen beter in staat zijn om strandkweek terug te dringen of onder controle te houden ten voordele van beter tegen begrazing bestand zijnde soorten als lamsoor (deze *zou* door grote grazers gemeden worden) en gewoon kweldergras. (Leemans & Verspaandonk, 1972; Bakker, 1985, 1989).
Begrazing als beheersmaatregel wordt in het algemeen als positief aanzien, hoewel veel afhangt van de grazerdichtheid en seizoenaliteit (Adam, 1990). In het algemeen wordt gesteld dat overmatige betreding met name in het vroege groeiseizoen negatieve gevolgen kan hebben (Jensen, 1985; Bakker, 1985), bvb. voor de betredingsgevoelige lamsoor[13]. Jensen (1985) stelde in een literatuuroverzicht (33 bronnen) vast dat een aantal schorsoorten positief wordt beïnvloed door begrazing, terwijl andere een lagere bedekking gaan vertonen. De meeste literatuurbronnen wezen op een positieve impact van begrazing op melkkruid, zeeweegbree, zeekraal (*Salicornia europaea*), gerande schijnspurrie, gewoon kweldergras en schorrenzoutgras en een negatieve impact op zeealsem, zeeaster, rood zwenkgras, zoutmelde en lamsoor. Soorten bleken echter zeker niet in alle gevallen dezelfde begrazingsreactie te vertonen.
Op termijn lijkt begrazing door schapen of runderen een noodzakelijke beheersmaatregel om dit vegetatietype in stand te houden en verdringing door strandkweek te vermijden.

[13] Weeda et al. (1988) stellen dat lamsoor door vee wordt gemeden, behalve dat schapen in het voorjaar de jonge bladeren afbijten en daardoor de plant spoedig doen afsterven. Ook intensieve beweiding door andere hoefdieren doet lamsoor achteruitgaan of verdwijnen, doordat het – ook vooral weer in de lente – erg gevoelig is voor betreding. Van een geringe veebezetting (het geval in het studiegebied) kan de plant indirect profiteren, doordat het vee de hoog opschietende, competitievere graminoïden in de omgeving in bedwang houdt. De recente waarnemingen van schapengedrag in de IJzermonding doen vermoeden dat schapen inderdaad en preferentieel lamsoor in hun dieet opnemen, zeker in het vroege voorjaar bij het ontluiken van de plant. Uit eigen recente chemische analyses blijkt dat de soort in jonge toestand een zeer hoog ruw eiwitgehalte vertoont (ca. 25% !), dat licht afneemt in de loop van het groeiseizoen.



Figuur 11.14 - Schor-duinovergang ter hoogte van het studiegebied in 1904 (Massart, 1908). Centraal is een vloedmerk te zien, links waarvan een door koeien, paarden en muilezels begraasde schorvegetatie met Salicornia europaea, Suaeda maritima, Glaux maritima, Puccinellia maritima, Armeria maritima en andere schorsoorten voorkomt, en rechts een 'klassiek' duingrasland met Festuca rubra, Agrostis sp. (Agrostis alba benoemd door Massart), mossen en korstmossen (tekst naar Vanhecke et al. (1991). Op de achtergrond is in het verlengde van het vloedmerk de toenmalige vuurtoren van Nieuwpoort te zien; op diezelfde plaats werd later de huidige vuurtoren gebouwd, links zijn enkele gebouwen op de linkeroever in Nieuwpoort-aan-Zee te zien. Het viel Massart destijds op dat de overgang tussen zout schor- en zoet duinmilieu zich in een zeer smalle zone van slechts ca. 2 m bevond.



Figuur 11.15 – Bij benadering dezelfde locatie als in figuur 11.14 in het studiegebied in november 2004. Centraal is MONAIJ-transectpaal 3-250 te zien. Momenteel is ter plaatse een pioniervegetatie van Salicornia europaea en Suaeda maritima aanwezig, de duin "reconstructie" ligt iets verder naar het oosten (rechts).



Figuur 11.16 – Schorvegetatie langs de Kreek van Lombardsijde in 1904, gefotografeerd door Massart (1908) ter hoogte van transect 1 in de huidige studie. Het betreft een niet beweide schorvegetatie met Puccinellia maritima, Aster tripolium, Triglochin maritimum, Plantago maritima, Halimione portulacoides, Suaeda maritima en andere schorsoorten (volgens Vanhecke et al, 1981).



Figuur 11.17 – Kreek van Lombardsijde, juli 1959; op de verre achtergrond zijn vegetatie-eilandjes zichtbaar op de slikken langsheen de IJzer, dit betreft recent gevestigde Spartina townsendii populaties (uit Duvigneaud & Lambinon, 1963).



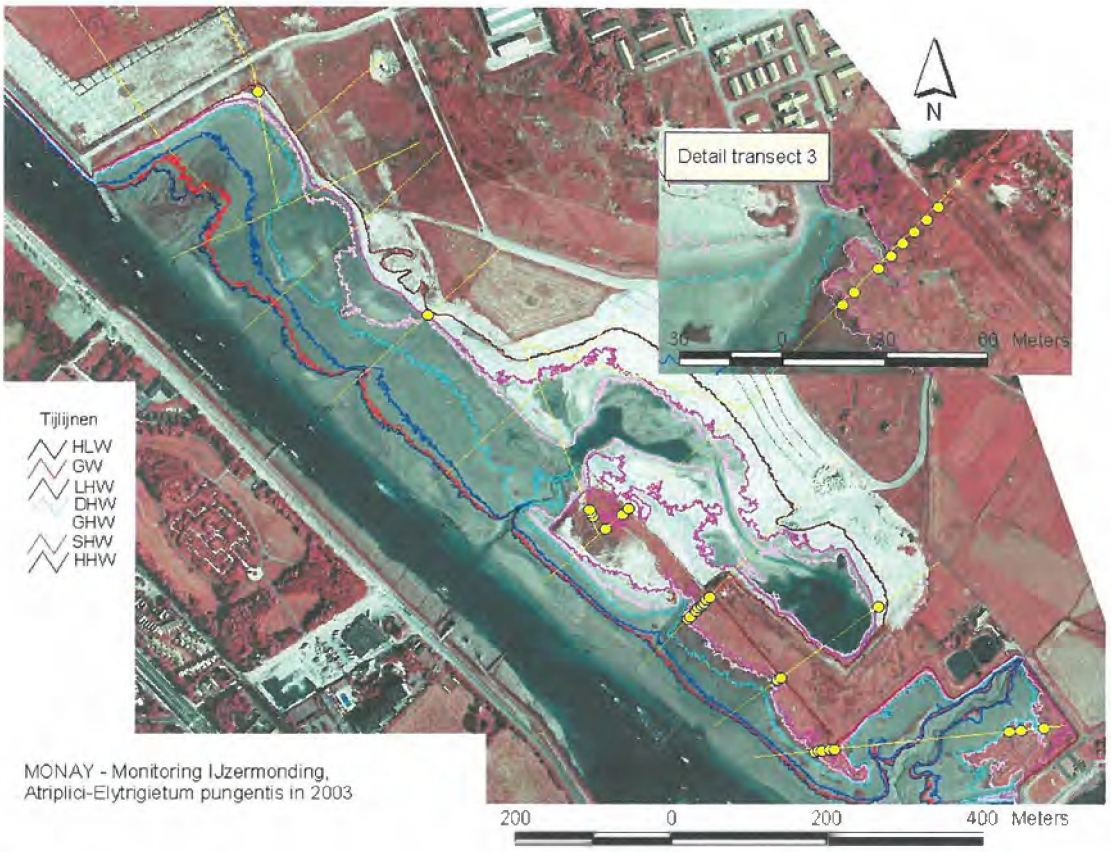
Figuur 11.18 – Schorrelict langs de IJzer, juli 1959. Recent gevestigde populaties van Spartina townsendii voor de schorklif (schor gedomineerd door Elymus athericus) (uit Duvigneaud & Lambinon, 1963)



Figuur 11.19 – Schorvegetatie langs de Kreek van Lombardsijde in 1980 gefotografeerd door Georges Charlier (Vanhecke et al, 1981) ter hoogte van transect 1 in de huidige studie. De foto werd op dezelfde locatie en met dezelfde oriëntatie gefotografeerd als de foto van Massart in de fig. 11.16. Het zijn nog altijd niet beweide schorren. Opvallend is de vrijwel identieke structuur van schorrand en slikgeultjes, de soortensamenstelling lijkt wel grondig gewijzigd met dominantie van Elymus athericus (naar Vanhecke et al, 1981; zie ook vegetatiekaart in Goetghebeur, 1976). De situatie van het schor is ook in 2004 nauwelijks gewijzigd. Wel verdwenen de door Goetghebeur nog talrijk gekarteerde Artemisia maritima vegetaties vrijwel volledig; er resteert nog slechts een kleine populaties onderaan de noordelijke rand van de Kreek van Lombardsijde (zie fig. 10.2a).

11.3.2.5 Atriplici-Elytrigietum pungentis, intertidale door strandkweek gedomineerde gemeenschappen

(n=57, 2001: 18; 2002: 12; 2003: 27) – type 5



Figuur 11.20 - Voorkomen van Armerion maritimae (Atriplici-Elytrigietum pungentis) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen
Cartografie kustvegetaties: M5: *Elymus athericus* dominant
Vegetatie van Nederland: Asteretea tripolii, Glauco-Puccinellietalia, Armerion maritimae, Atriplici-Elytrigietum pungentis
BWK: Da
Habitatdoeltype: Slikken en schorren
Natuurtype: Middelhoge en hoge schorren met zilte rus (*Juncus gerardii*), strandkweek (*Elymus athericus*) en *Festuca rubra* var. *litoralis* (p.p.)
Corine: 15.33 Upper schorre communities
Habitatrichtlijn: Atlantic salt meadows (Glauco-Puccinellietalia maritimae) (p.p.) (1330)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling
Structuur: 50 tot 100 cm hoge, volledig gesloten, vaak monospecifieke graslandgemeenschap met vaak dikke strooisellaag
Exclusieve soorten: -
Selectieve soorten: -
Preferente soorten: strandkweek (gem. en kar. bedekking: 64,9%)
Constante soorten: klein schorrenkruid

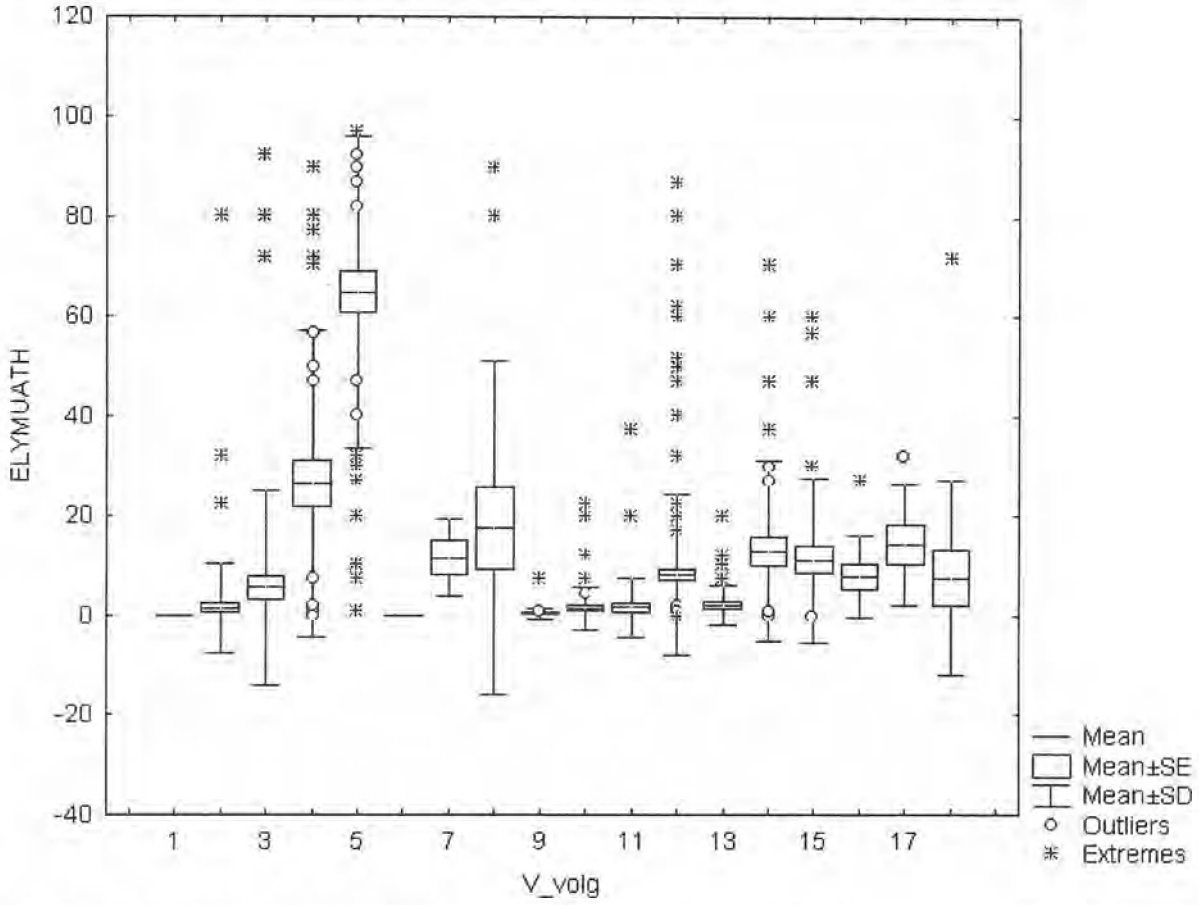
Overige frequente soorten: lamsoor, schijnspurrie (spp.), (spiesbladmelde)

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Strandkweek gedomineerde vegetatie in het intertidaal komen voor in alle transecten die oud schorgebied overspannen, het kwam nog niet tot ontwikkeling in de nieuwe intertidale gebieden (slechts één opname in transect 2). Het vegetatietype domineert de hogere delen van het oude schorgebied en vertoont er meestal een erg zandig substraat. De ondergrens stemt op veel plaatsen goed overeen met de SHW-lijn (4,86m TAW):

Atriplici-Elytrigietum pungentis	z (m TAW)	ov. freq.
minimum	4,51	0,08
gemiddelde	4,99	15,01
maximum	5,77	46,69

In weerwil van het advies in Hoffmann et al. (1996) werd tijdens de herstelperiode geen hoge schorre en daarmee dit vegetatietype afgegraven[14], waardoor de herstelmaatregelen geen impact hadden op het areaal van dit type. Nochtans heeft een vroegere afplagging van strandkweekgedomineerde, zandige schor (begin jaren negentig door vrijwilligers van het huidige Natuurpunt vzw, onder impuls van Dhr. John Jacques) geleid tot een succesvolle hervestiging van een Suaedetum maritimae met hoge bedekking van lamsoor (transect 4). In 1975 was het type al vrij dominant op de oude schorrelicten (Goetghebeur, 1976). Het nieuw lagunaire gebied en geëxponeerd-intertidale gebied hebben een potentieel groot oppervlak dat geschikt is voor dit vegetatietype. Grosso modo kan het gebied tussen SHW en HHW (6,14m TAW) als zodanig beschouwd worden, dit gebied neemt ruim 6 ha in beslag. Het is slechts wachten op de aankomst van diasporen van de dominante soort om dit type tot ontwikkeling te doen komen. Slechts aan de bovenrand van dit gebied is competitie te verwachten met competitieve glycofytische soorten als helm, gewoon struisriet of riet. Aangezien de soort zeker niet afhankelijk is van een hoog zoutgehalte (integendeel) of slibrijk materiaal, kan verwacht worden dat zelfs op de niet-intertidale zones vestiging van dit type mogelijk en te verwachten is (zie fig. 11.21). Het type zou verdwijnen door beweiding (Westhoff et al, 1998). Men mag verwachten dat de inmiddels ingestelde integrale begrazing met schapen de snelle uitbreiding van het klonale, invasieve strandkweek (zie ondermeer Bockelmann & Neuhaus, 1999) zal vertragen maar wellicht niet tegenhouden. Runderbegrazing zou hiervoor effectiever kunnen zijn (Leemans & Verspaandonk, 1972; Bakker, 1985, 1989).
Begrazing door schapen of runderen is een noodzakelijke beheersmaatregel om de (ongewenste) uitbreiding van dit vegetatietype te vermijden.

[14] Deze herstelmaatregel werd niet uitgevoerd omdat het afgraven van bestaande schor geen deel uitmaakte van het natuurherstelplan (= afgraven van opgehoogde grond). De reden hiervoor de hoge intrinsieke biologische waarde van dit terrein (Wasplaten-grasland).



Figuur 11.21 - Gemiddelde bedekking van Elymus athericus/repens in de 18 onderscheiden vegetatietypes. De soort haalt behalve in het intertidale Atriplici-Elytrigietum pungentis ook vrij hoge bedekking in andere intertidale en verscheidene supratidale types. Daar betreft het vermoedelijk grotendeels E. repens.

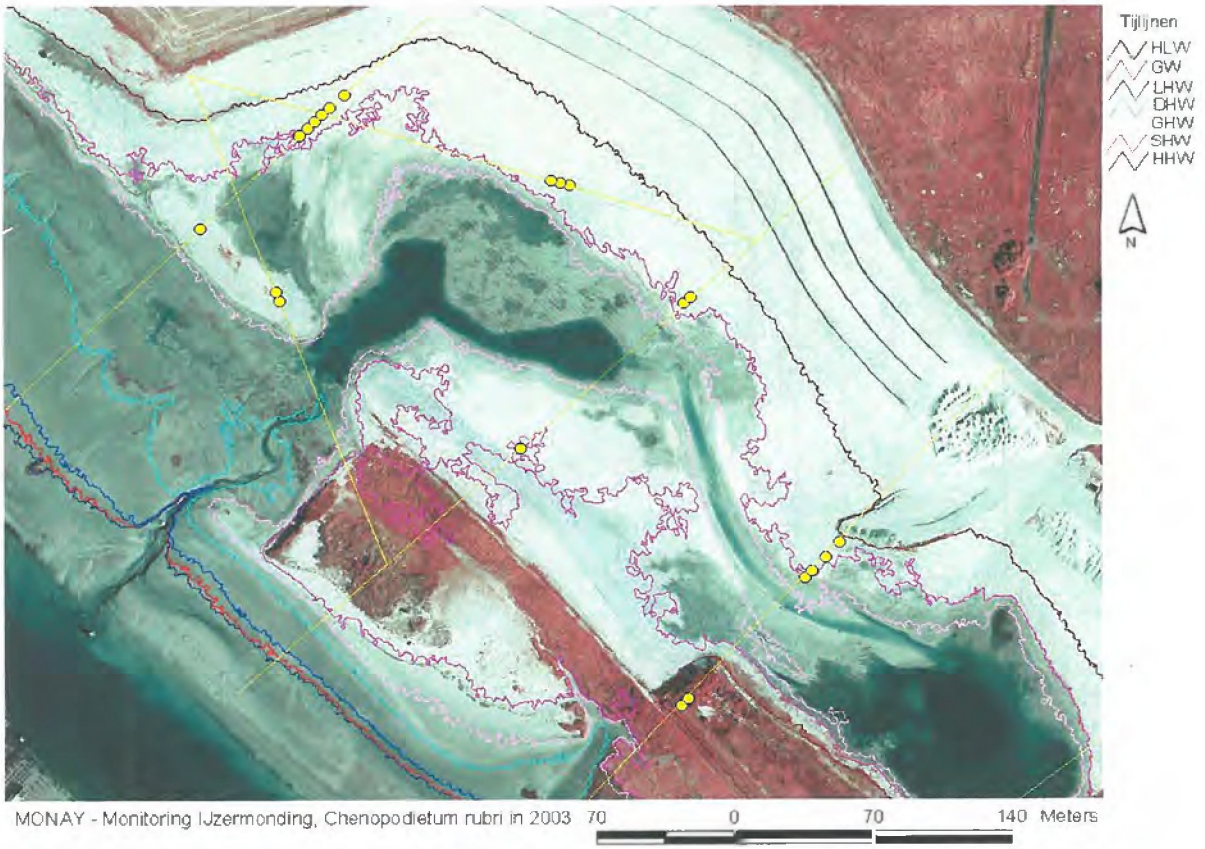
1: *Spartinetum townsendii*; 2: *Salicornietum brachystachyae*; 3: *Suaedetum maritimae*; 4: *Puccinellietum maritimae*; 5: *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; 6: *Chenopodietum rubri*; 7: *Saginion maritimae*; 8: *Atriplicetum littoralis*; 9: *Honckenyo-Agropyretum juncei*; 10: *Ammophiletum arenarii*; 11: *Bromo-Corispermetum*; 12: *Echio-Verbascetum*; 13: *Phleo-Tortuletum ruraliformis*; 14: *Sileno-Tortuletum ruraliformis*; 15: *Festuca-Galietum veri*; 16: *Cladonio-Koelerietalia*; 17: *Hippophaeo-Sambucetum*; 18: RG *Urtica dioica* [*Galio-Urticetea*].

11.3.3 Plantengemeenschappen van het zandig intertidaal

In het zandig intertidaal komen vier syntaxonomisch gedefinieerde vegetatietypes voor, die onderling grote overeenkomsten vertonen. Toch worden ze in de syntaxonomische literatuur in vier verschillende klassen ondergebracht, gaande van glycofytische gemeenschappen tot halofytische gemeenschappen. In elk van de onderscheiden types in de IJzermonding ontbreken vrijwel steeds een belangrijk aantal van de normale ken- en differentiërende soorten van de desbetreffende syntaxa. De types zijn met andere woorden (nog) weinig gedifferentieerd en komen vaak ook voor op plaatsen die synecologisch zeker niet de optimale habitat zijn voor het syntaxon. In alle types komen nog de zouttolerante soorten zeekraal (*Salicornia europaea*) en klein schorrenkruid voor, die kenmerkend zijn voor het Thero-Salicornion, terwijl ook nog heel wat Asteretea tripolii-soorten regelmatig voorkomen (lamsoor, Melkkruid, Schijnspurrie sp(p.)). De reden om de vier types te handhaven is dat elk steeds door een of enkele soorten te differentiëren is van de overige types en om aan te geven in welke richtingen verdere vegetatieontwikkeling in het studiegebied kan verwacht worden.

11.3.3.1 Chenopodietum rubri, pioniergemeenschappen gedomineerd door rode ganzenvoet

(n: 22; 2001: 1; 2002:-; 2003: 21) – type 6



Figuur 11.22 - Voorkomen van Bidention tripartitae (Chenopodietum rubri) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: -

Vegetatie van Nederland: Bidentetea tripartitae, Bidentetalia tripartitae, Bidention tripartitae, Chenopodietum rubri

BWK: niet onderscheiden (opgaand in omgeving), tenzij grotere vlekken en opgaand ruig: Ku

Habitatdoeltype: D1 slufter, vloedmerk en embryonaal duin

Natuurtype: niet onderscheiden, zekere remote affiniteit met voedselminnende pioniergeemschap met waterpeper en ridderzuring

Corine: affiniteit tot 22.33 Bur marigold communities (?)

Habitatrichtlijn: -

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

Structuur: zeer open, lage pioniergemeenschap gedomineerd door therofyten; de vegetatie lijkt floristisch en structureel sterk op het Suaedetum maritimae, maar aangerijkt met een aantal therofyten (Rode ganzenvoet en stekend loogkruid).

Exclusieve soorten: -

Selectieve soorten: (rode ganzenvoet)

Preferente soorten: -

Constante soorten: zeekraal (*Salicornia europaea*), klein schorrenkruid

Overige frequente soorten: spiesbladmelde, stekend loogkruid

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Het Chenopodietum rubrum komt alleen voor op plaatsen waar natuurherstelmaatregelen werden uitgevoerd. Op een aberrante, zeer hoog gelegen opname uit 2001 na werd het type alleen in 2003 waargenomen op afgegraven terrein waar een zandig substraat overbleef of aangebracht werd. De proefvlakken worden slechts bij springtij overstroomd met een gemiddelde overstromingsfrequentie van 5,1 % (oplopend tot maximaal 18%). Het betreft hier een pioniergemeenschap die, onder invloed van bodemvorming en begrazing, kan evolueren naar Saginion maritimae en verder naar grazige, zout beïnvloede vegetaties met overblijvende plantensoorten. De begrazing kan leiden tot dominantie van rood zwenkgras en fioringras.
Er zijn geen directe beheersmaatregelen vereist om dit tijdelijke pionierstype te handhaven, het behoort ook niet tot de nagestreefde habitatdoeltypen. Verstoringen in het betreffende intertidale gebied kunnen eventueel aanleiding geven tot tijdelijke hervestiging ervan.

11.3.3.2 Saginion maritimae, therofyt gedomineerde gemeenschap van het zout-zoet contactmilieu

(n=5; 2001: 0; 2002: 2; 2003:3) – type 7



Figuur 11.23 - Voorkomen van Saginion maritimae in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Dit type wordt slecht gedifferentieerd en herbergt slechts vijf opnamen, die onderling bovendien nog grote verschillen vertonen. We bespreken het Saginion hier evenwel, omdat dit syntaxon wel degelijk voorkomt in het studiegebied maar niet goed vertegenwoordigd is in de opnamen. Het type zal niet worden gebruikt bij de bespreking van de vegetatieveranderingen gedurende de monitoringperiode.

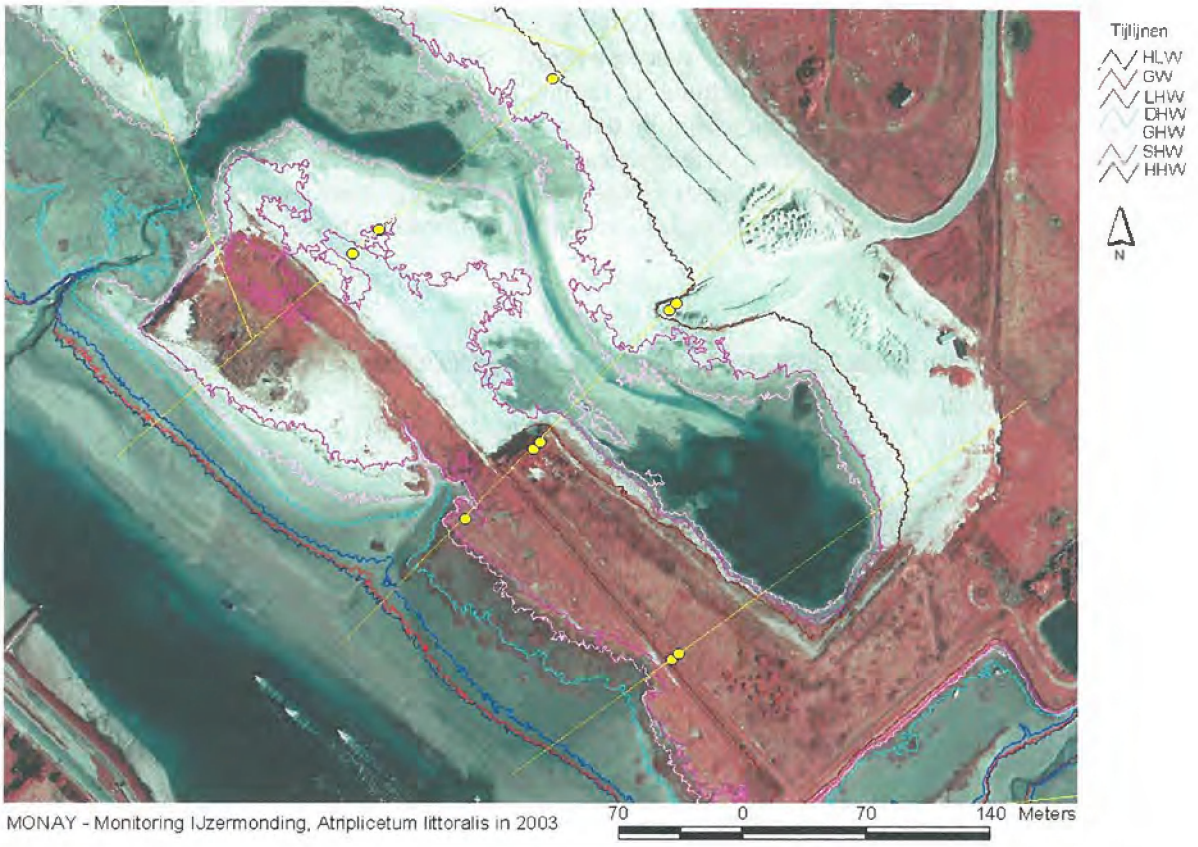
Andere classificatiesystemen
Cartografie kustvegetaties: D_4 : subruderale éénjarigen van vochtige tot natte jonge duinvalleien
Vegetatie van Nederland: Saginetea maritimae, Saginetalia maritimae, Sagionion maritimae
BWK: Da
Habitatdoeltype: D1 Slufter, vloedmerk en embryonaal duin
Natuurtype: pioniergemeenschappen op kale bodem in vochtige, kalkrijke overgangsmilieus met strandduizendguldenkruid en Sierlijke vetmuur
Corine: 15.13 Sea-pearlwort communities
Habitatrichtlijn: *Salicornia* and other annuals colonizing mud and sand (p.p.) (1310)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling
Structuur: laagblijvende, weinig bedekkende pioniergemeenschappen.
Floristische samenstelling: Aangezien het type slechts door 5 opnamen vertegenwoordigd is heeft het weinig zin om de trouwgraad te gebruiken. Kenmerkende soorten zijn hertshoornweegbree, dunstaart, fioringras, ook enkele typische schortherofyten komen nog frequent voor (klein schorrenkruid, schijnspurrie sp., zeekraal (*Salicornia europaea*)). In het studiegebied komt weliswaar zeevetmuur - een van de syntaxonomisch best differentiërende soorten - voor, maar de soort werd in de 5 opnamen niet vastgesteld. Mogelijk werd de soort over het hoofd gezien.

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Het Saginion maritimae, en dan met name het Sagino maritimae-Cochelarietum danicae, is typisch voor het zout-zoet contactmilieu tussen schor en duin, ondermeer typisch voor slufters en als pioniersgemeenschap op achterduinse strandvlaktes.
Het type zou zich normaliter vrij goed in stand moeten kunnen houden in dit van zout-zoet contactmilieu rijkelijk voorziene gebied. Het frequent optreden van strandkweek in het type aan de IJzermonding indiceert echter dat een snelle successie naar het Atriplici-Elytrigietum pungentis waarschijnlijker is. Regelmatige verstoring met onderdrukking van competitievere soorten tot gevolg en regelmatige vrijkomend (slibrijk) zand zijn een vereiste voor dit type, dat een aantal interessante soorten herbergt. De aanwezigheid van af en toe onder zoutwater komende zandvlaktes zin de beste garantie voor de instandouding van het type. Hiervoor kunnen echter moeilijk gerichte beheersmaatregelen genomen worden.

11.3.3.3 Atriplicetum littoralis, vloedmerkgemeenschap

(n=17; 2001: 3, 2002: 4; 2003: 10) – type 8



Figuur 11.24 - Voorkomen van Atriplicion littoralis (Atriplicetum littoralis) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: E1, vloedmerkvegetaties opgebouwd uit één- tot tweejarigen
Vegetatie van Nederland: Cakiletea maritimae, Atriplicetalia littoralis, Atriplicion littoralis, Atripicetum littoralis
BWK: D1*
Habitatdoeltype: D1 Slufter, vloedmerk en embryonaal duin
Natuurtype: Vloedmerkvegetaties met stekend loogkruid (*Salsola kali* ssp. *kali*) en zeeraket (*Cakile maritima*)
Corine: 16.12 Sand beach annual communities
Habitatrichtlijn: Annual vegetation of drift lines (2120 p.p.)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

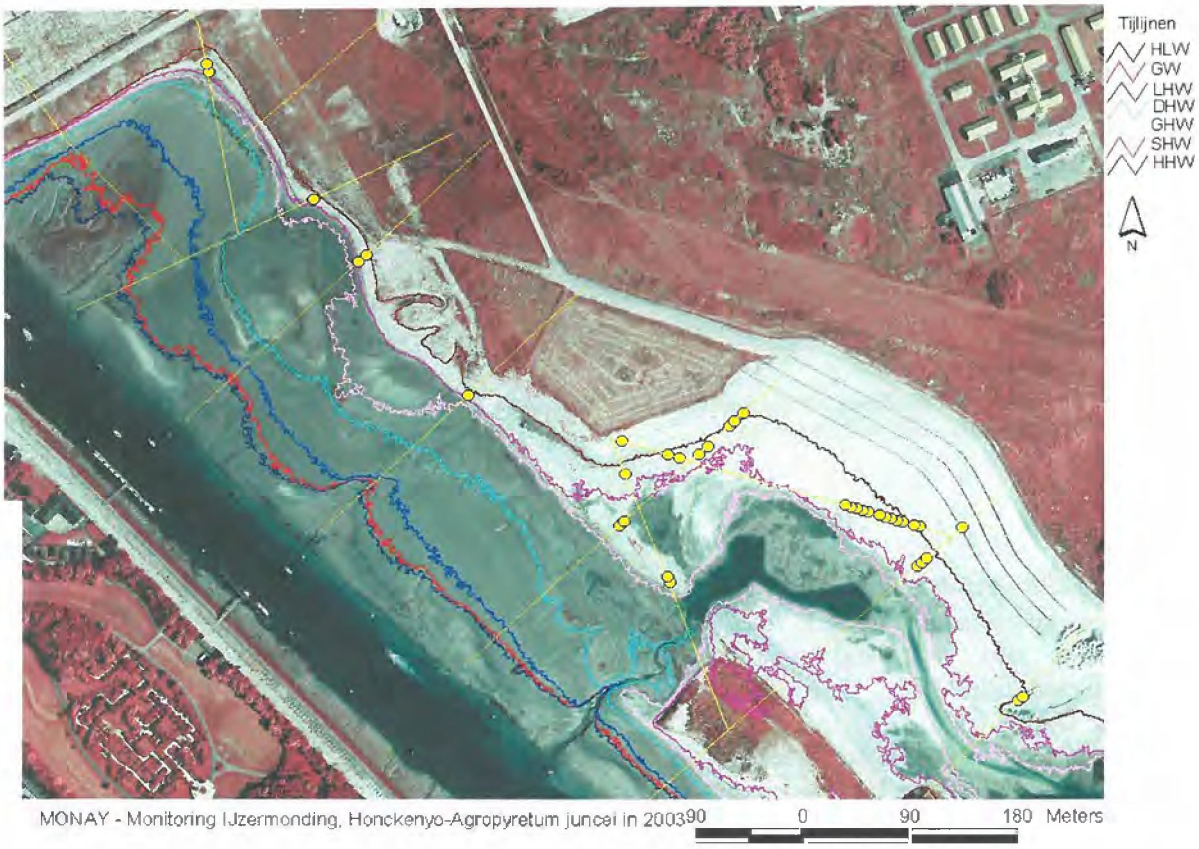
Structuur: Weinig bedekkende, ruderale vegetaties, hoofdzakelijk uit therofyten bestaand
Exclusieve soorten: zeepostelein
Selectieve soorten: strandmelde
Preferente soorten: spiesbladmelde, akkerdistel
Constante soorten: klein schorrenkruid
Overige frequente soorten: rode ganzenvoet, zandkool, strandkweek

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer

Het Atriplicetum littoralis werd vooral opgenomen op plaatsen die werden beïnvloed door de herstelmaatregelen. Het werd in de transecten 1 tot 5 op zeer recent afgegraven plaatsen aangetroffen, waar het substraat zandig is. De overstromingsfrequentie varieert tussen 0 en 30% van de hoogwaters. Dit vegetatietype wordt in de literatuur beschreven van hoogdynamische kuststranden op plaatsen waar tijdens springtij een vloedmerk wordt afgezet en die vanwege de hoge milieudynamiek vaak niet verder ontwikkelen naar volgende successiestadia. Slechts uitzonderlijk evolueren ze via een biestarwegrasgemeenschap naar helmduin. In het relatief laagdynamische luwe milieu langs de IJzermonding, is het echter waarschijnlijk dat er een verdere ontwikkeling zal plaatsvinden in de richting van helmduin of richting Artemisietea vulgaris. Mogelijk kan onder invloed van begrazing ook een min of meer zouttolerant graslandtype tot ontwikkeling komen, dat floristisch zou aansluiten bij het Saginion maritimae en uiteindelijk Fioringras gedomineerd grasland.

11.3.3.4 Honckenyo-Agropyretum juncei, pioniergemeenschappen met stekend loogkruid

(n=48; 2001: 5; 2002: 5; 2003: 38) – type 9



Figuur 11.25 - Voorkomen van Agropyro-Honckenyion peploidis (Honckenyo-Agropyretum juncei) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: E_2 : biestarwegrasduintjes op het strand of in de zeereep

Vegetatie van Nederland: Ammophiletea, Elymetalia arenarii, Agropyro-Honckenyion peploidis, Honckenyo-Agropyretum juncei

BWK: Dl*
Habitatdoeltype: D1 slufter, vloedmerk en embryonaal duin
Natuurtype: vloedmerkvegetatie met stekend loogkruid en zeeraket
Corine: 16.12 Sand beach annual communities
Habitatrichtlijn: annual vegetation of drift lines (2120 p.p.)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling
Structuur: zeer open, laagbedekkende pioniergemeenschap van therofyten op nog verstuifbaar zand
Exclusieve soorten: -
Selectieve soorten: -
Preferente soorten: -
Constante soorten: stekend loogkruid,
Overige frequente soorten: klein schorrenkruid, rode ganzenvoet, zandkool, spiesbladmelde, akkerdistel

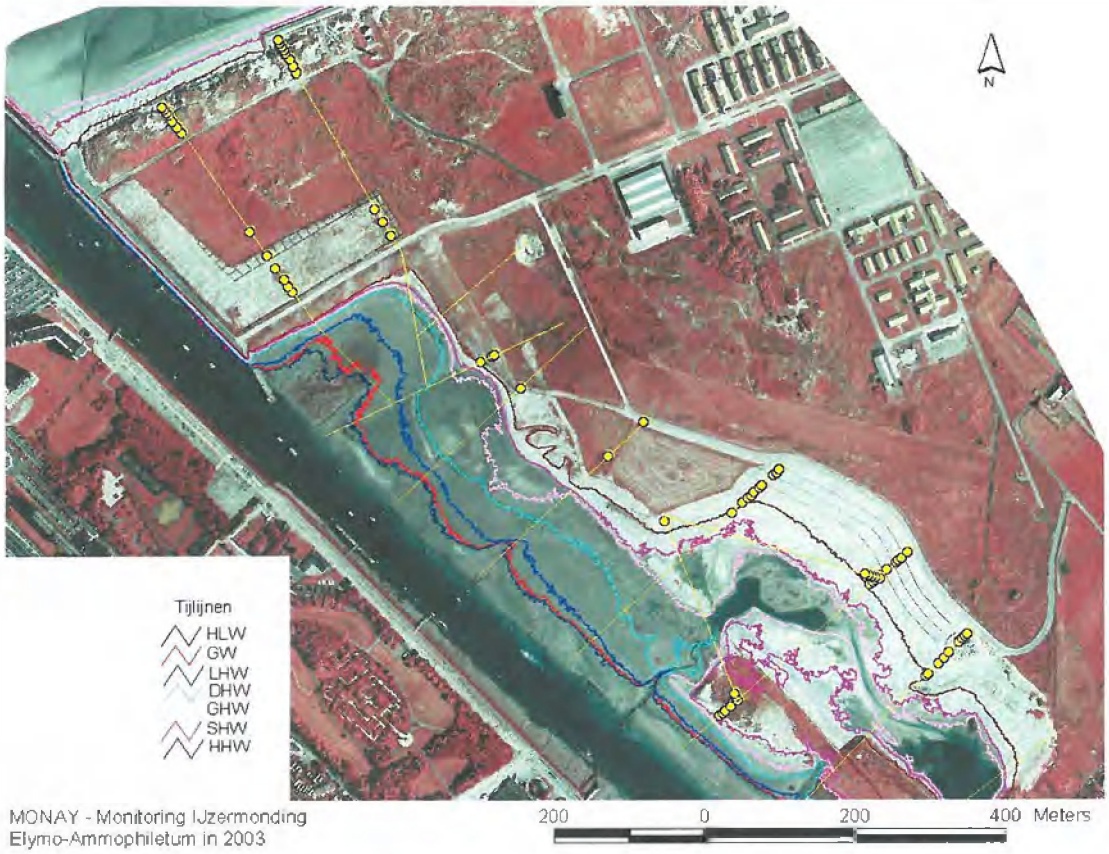
Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
De vertegenwoordigers van het Honckenyo-Agropyretum juncei in het studiegebied komen voor aan de dijkbasis van de transecten 7-9 en 11 en ontwikkelde zich vooral sterk op de in 2002-03 gecreëerde lage duintjes in transect 12 (zie fig. 11.26). Let wel, de samenstelling van de opnamen wijkt nog sterk af van meer representatieve vegetaties van dit syntaxon, waarin biestarwegras de kensoort is en verder vooral zeepostelein, zee-akkermelkdistel, zandhaver, zeeraket en stekend loogkruid de meest frequente soorten zijn. Alleen de laatste is in het studiegebied frequent vertegenwoordigd. Het type is dan ook veeleer kenmerkend voor sterk geëxponeerde, eolisch zeer dynamische hoogstrandsituaties (opvolger van het vorige type), terwijl in het studiegebied de situatie veel luwer-laagdynamischer is. Het type komt zowel in overstroomde als in supratidale omstandigheden voor (overstromingsfrequentie gemiddelde 2,1 %, variërend tussen 0 en 19,5%). In alle gevallen liggen de proefvlakken op plaatsen die door de natuurherstelmaatregelen nieuw gecreëerd werden. Voordien was het type slechts zeer sporadisch aanwezig ter hoogte van het midden het estuarium gelegen duin in transect 4.

11.3.4 Plantengemeenschappen van het supratidaal

De plantengemeenschappen van het supratidaal worden per definitie nooit overstroomd door het rivierwater en liggen vrijwel zonder uitzondering boven 5,10m TAW (8 uitbijters zijn gelegen tussen 4,45 en 4,80m TAW) en dus ruim boven de SHW-lijn van 4,86m TAW. In het studiegebied betreft het zonder uitzondering zandige bodems. In een aantal proefvlakken werd helm aangeplant (zandige dijken langs de oostrand van het studiegebied); deze aangeplante helm werd als onderdeel van de vegetatie beschouwd en dus gehandhaafd in de analyses.

11.3.4.1 Elymo-Ammophiletum arenarii, door helm gedomineerde gemeenschappen van zeereep en aangelegde zanddijken

(n=104; 2001:12; 2002:19; 2003: 37) – type 10



Figuur 11.26 - Voorkomen van Ammophilion arenarii (Elymo-Ammophiletum) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: A_1: stuifduinvegetaties van zeereepduinen (buiten de directe mariene invloed) en van meer inwaartse mobiele duinen, gedomineerd door veelal vrij robuuste, rhizoomgeofytische grassen en schijngrassen, in geval van A_1 *Ammophila arenaria*

Vegetatie van Nederland: Ammophiletea, Elymetalia arenarii, Ammophilion arenarii, Elymo-Ammophiletum

BWK: Dd, Dm(p.p.)

Habitatdoeltype: D2 stuivend open duin

Natuurtype: humusarme stuifduinen met helm (*Ammophila arenaria*) en duinzwenkgras (*Festuca juncifolia*)

Corine: 16.2121 Atlantic white dunes p.p.

Habitatrichtlijn: Shifting dunes along the shoreline with *Ammophila arenaria* (white dunes) (2120)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

Structuur: hoge, open grasvegetatie met pollenvormend helm en sporadische begeleiders op humusarm, blond zand

Exclusieve soorten: zeewolfsmelk

Selectieve soorten: -

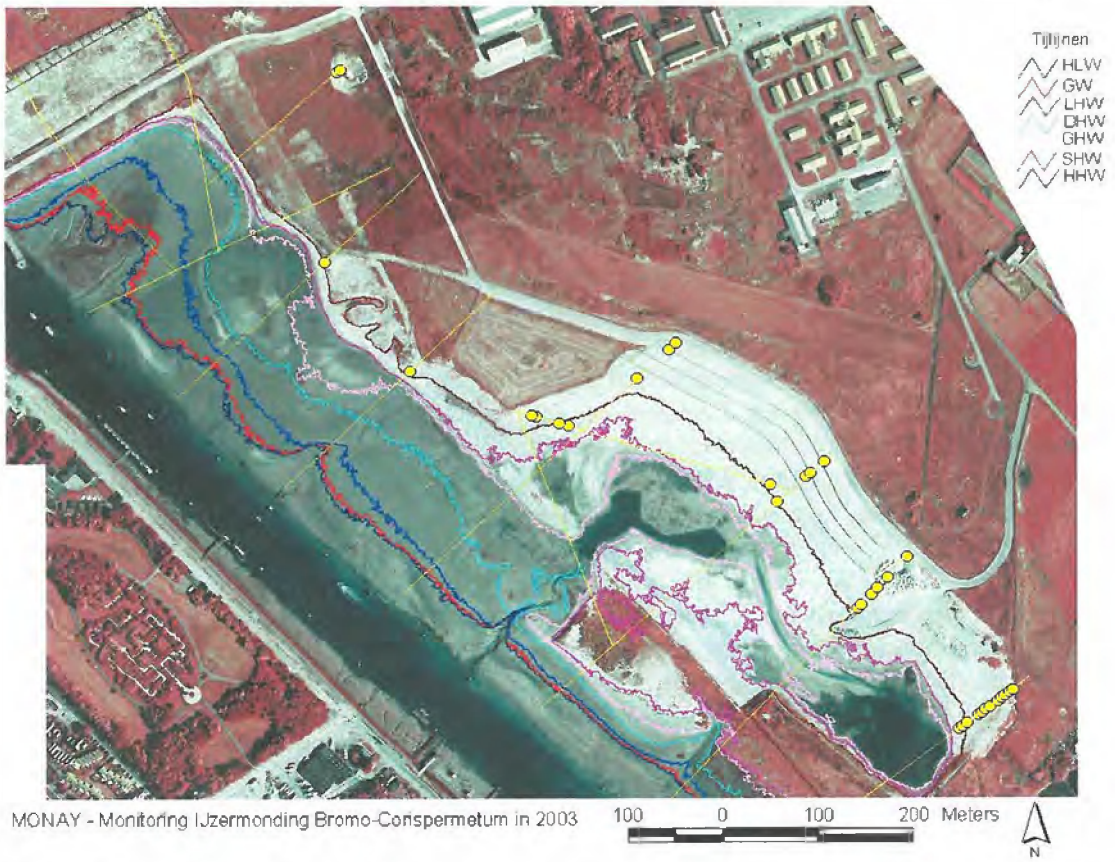
Preferente soorten: helm
Constante soorten: -
Overige frequente soorten: canadese fijnstraal, strandkweek, stekend loogkruid, jacobskruiskruid, rood zwenkgras (s.l.; vermoedelijk hoofdzakelijk duinzwenkgras), zandzegge, dauwbraam.

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
De tot 17m TAW hoge zeereepduinen worden gekenmerkt door dit type, waarbij zeewolfsmelk in feite tot deze locatie van het helmduintype beperkt blijft. Het betreft hier (vermoedelijk) spontane helmvegetaties (aanplant valt echter niet geheel uit te sluiten) op een ecologisch klassieke plaats, de eolisch hoogdynamische zeereepduinen met beperkte organische fractie in een losse, zandige bodem. Verder komt het type voor op de tijdens de natuurherstelwerken aangelegde zandige helmdijken (fig. 11.26), waar helm werd gepoot[15]. In 2001 kwam het type voor in de zeereep (transect 10 en 11), op het midden op het schorgebied gelegen duin in transect 4 en op de aangelegde zanddijk in transect 8, in 2002 kwam het type dankzij helmbeplanting bovendien voor op het aangelegde duin ten noorden van de O-W verbindingsweg tussen IJzergeul en militair domein, terwijl het type, opnieuw dankzij helmbeplanting, in 2003 ook ontwikkelde op de oostelijke zanddijk aan het eind van de transecten 3, 4 en 5. Het type ligt volledig buiten de overstromingsinvloed van de IJzer, hoewel zout spatwater en met zout aangerijkt neerslagwater wel aanwezig is. De spontane en aangeplante helmvegetaties bevinden zich tussen 5,43m TAW en 16,64m TAW. Het voortbestaan van dit type is afhankelijk van de mate van eolische dynamiek. Sowieso is niet te verwachten dat het type snel zal verdwijnen, maar eolische dynamiek lijkt noodzakelijk om de meer typische Elymo-Ammophiletum soorten, zoals zeewolfsmelk ook verder landinwaarts dan in de zeereepduinen tot ontwikkeling te doen komen. In de directe omgeving van de landinwaartse groeiplaatsen van het type komen ook reeds heel wat proefvlakken met een Bromo-Corispermetum of Echio-Verbascetum voor (volgende twee types), die gekenmerkt worden door heel wat soorten van minder dynamische omstandigheden, respectievelijk door ruigtesoorten van kalkrijke substraten. Uit het begrazingsonderzoek is gebleken dat helm tot de geprefereerde soorten van rund en paardachtigen behoort, maar dit werd nog niet vastgesteld voor schapen. Begrazing zou op termijn de helmvitaliteit kunnen verminderen en aanleiding geven tot meer gesloten grazige vegetaties van voor begrazing relatief ongevoelige grassoorten zoals rood zwenkgras. Ook de hoge presentie van strandkweek kan er op wijzen dan in de nieuw gecreëerde, landinwaartse helmduinen een evolutie naar grazige niet door helm gedomineerde vegetaties waarschijnlijk is. De geringe dynamiek in de landinwaartse helmduinen blijkt ondermeer uit de in 2003 vastgestelde vestiging van acrocarpe mossoorten (purpersteeltje, knikmos sp.), met name op de helmaanplanten direct ten noorden van de O-W verlopende verbindingsweg. Dergelijke soorten kunnen zich onmogelijk handhaven in eolisch zeer dynamische duinen.
Om de zeereepduinen op termijn in stand te houden zouden ingrijpende maatregelen nodig kunnen zijn, die de eolische dynamiek in de zeereep zou bevorderen. In Hoffmann et al. (1996) wordt al gewezen op de wenselijkheid om kunstmatige substraten te verwijderen om precies die dynamiek opnieuw toe te laten. Anderzijds is ter hoogte van de rechteroever van de IJzermonding vooral sprake van erosie en geen duinaanwas. Er zullen daarom begeleidende maatregelen nodig zijn (recurrente zandsuppletie, onderwaterberm, ...) om aanwas mogelijk te maken. Dit werd uitgebreid besproken door Hoffmann et al. (1996). De meer binnenlands gelegen, veelal aangeplante helmduinen zullen vermoedelijk niet standhouden en veeleer evolueren naar graslandachtige, ruige vegetaties, hoewel dit een proces van lange adem kan worden. Voor het behoud van helmduin wordt het beheer best vooral gericht op de zeereep, waar de natuurlijke standplaatsomstandighedn beschikbaar zijn en niet op het binnenland waar eolische dynamiek te gering is om verdere successie naar voormelde types te voorkomen. Het begrazingsbeheer zal de vergraslanding stimuleren.

[15] De noordelijke zandige met helm beplante dijk wordt integraal ingenomen door dit type, tenzij een in oppervlakte beperkt 'experiment', waarin bovenop de zanddijk plagsel uit de omgeving van de slipway werd aangebracht, om na te gaan hoe de bij de uitgangssituatie waardevolle mos-graslandvegetatie zich zou ontwikkelen. Deze vlek is herkenbaar op de vegetatiekaarten van 2002 en 2004 en werd gekarteerd als G7 (droog 'basisduingrasland' van de min of meer kalkrijke duinen).

11.3.4.2 Bromo-Corispermetum, laagbedekkende door therofyten gekenmerkte pioniersgemeenschappen op open blond duinzand

(n=47; 2001: 5; 2002: 8; 2003: 34) – type 11



Figuur 11.27 - Voorkomen van Salsolion ruthenicae (Bromo-Corispermetum) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: niet direct plaatsbaar, affiniteit met/neiging tot At_1 : min of meer gefixeerd helmduin met therofieten en enkele mossen, Ag_7 : stabiliserend helmduin, met xerofiele hemicryptofieten (*Galium verum – Geel walstro, Hypochoeris radicata – gewoon biggekruid,* ...) of Au : nitrofiel helmduin met *Cirsium arvense - akkerdistel, Solanum dulcamara - Bitterzoet, Senecio jacobaea - jacobskruiskruid, Oenothera* specs. - *Teunisbloem, Stellaria 'media' - Duinvogelmuur, ...*

Vegetatie van Nederland: Artemisietea vulgaris, Chenopodio-Urticetalia, Salsolion ruthenicae, Bromo-Corispermetum

BWK: Ku (p.p.)

Habitatdoeltype: -

Natuurtype: ruderale vegetaties worden niet behandeld in de natuurtypologie van Vlaanderen

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

Structuur: laag blijvende, zeer open, hoofdzakelijk uit therofyten samengestelde vegetatie op duinzand, arm aan organisch materiaal

Exclusieve soorten: Smal vlieszaad

Selectieve soorten: -

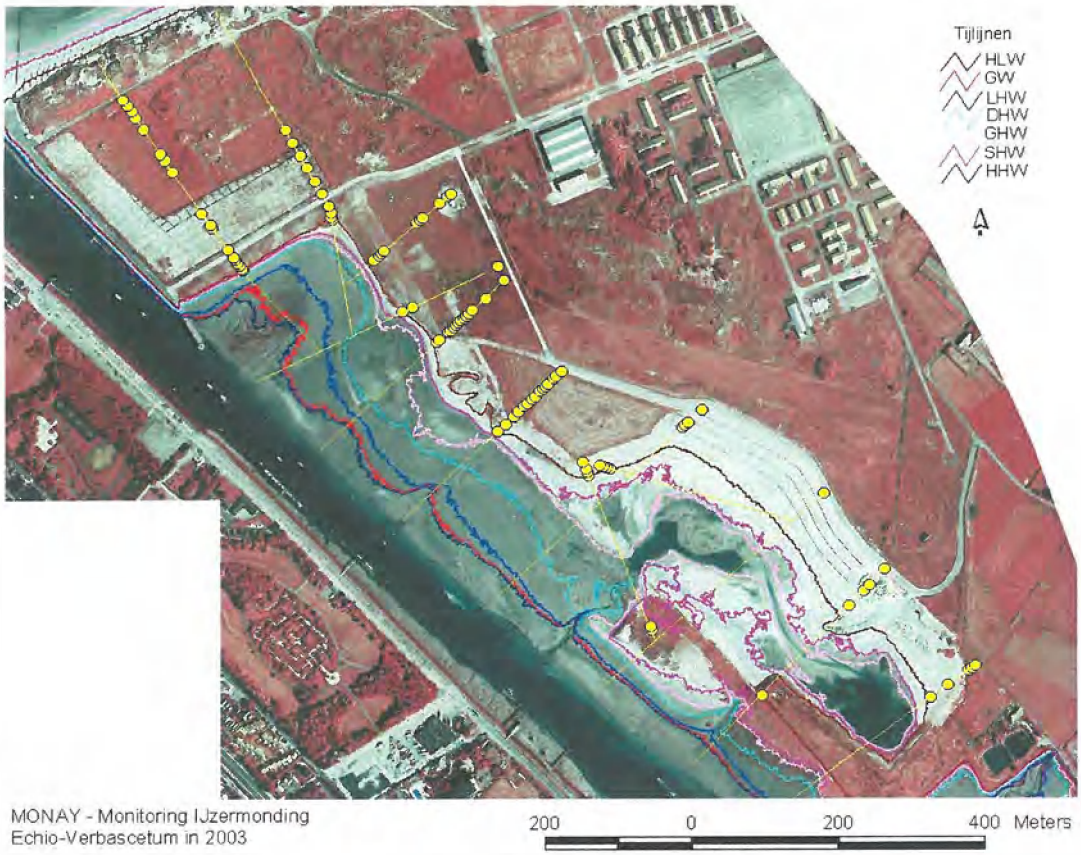
Preferente soorten: zandkool

Constante soorten: akkerdistel
Overige frequente soorten: straatgras, avondkoekoeksbloem, gewone hopklaver, Melganzenvoet, strandkweek (mogelijk gaat hier vooral om kweek), (Canadese fijnstraal), stekend loogkruid, helm, Hondstong, jacobskruiskruid, struisgras sp., zandmuur, zandzegge, veldbeemdgras, dauwbraam.
N.B. Van de door Weeda & Schaminée (1998) vermelde diagnostische soorten voor het syntaxon komen met name Smal vlieszaad en stekend loogkruid voor. Door hen wordt echter de ondersoort *ruthenica* vermeld, in het studiegebied werden de individuen van *Salsola kali* echter niet tot op ondersoort uitgedetermineerd.

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Hoewel reeds op een beperkt aantal plaatsen voorkomend in 2001 en 2002 (op de nieuw aangelegde zanddijken; transect 7 en 8), komt het type vooral in 2003 tot expressie op de brede oostelijke zandhelling met opnamen in de hogere delen van de transecten 2-5, 12 en 13. Het type wisselt af met vegetaties van het vorige type (Elymo-Ammophiletum). Het is vooral goed ontwikkeld bovenaan transect 2, dat in hetzelfde jaar werd aangelegd als de zandhelling ter hoogte van de transecten 3-5. Het betreft vrijwel zonder uitzondering door de herstelmaatregelen, nieuw gecreëerde omstandigheden van humusarm, vrijwel blond, opgeworpen duinzand, dat werd gerecupereerd uit de baggerspecie van het afgegraven terrein. Het is niet onwaarschijnlijk dat heel wat soorten zijn gekiemd uit de zaadbank van deze begraven duinzanden. De opnamen liggen vrijwel zonder uitzondering buiten de invloedssfeer van het IJzerwater (overstromingsfrequentie 4 tot 0%), steeds boven 5,13m TAW. Afhankelijk van de begrazingsdruk wordt verwacht dat dit type bij verdere bodemontwikkeling (stikstofaanrijking en opbouw van organisch materiaal) verder zal evolueren naar ruige vegetaties van het volgende type (Echio-Verbascetum), dan wel, bij begrazing richting een graziger vegetatie (cfr. vorige type), uiteindelijk mogelijk evoluerend naar duingrasland (Festuco-Galietum veri) of mosduin (Tortulo- of Sileno-Tortuletum ruraliformis) (zie Weeda & Schaminée, 1998). Het is echter nog erg vroeg om hierover goed gefundeerde uitspraken te doen. Voorlopig leunt het type veeleer aan bij het Echio-Verbascetum dan bij de meer duinspecifieke mosduin- en duingraslandgemeenschappen.

11.3.4.3 Echio-Verbascetum, ruige graslandgemeenschap met Rubus caesius, Senecio jacobaea en Elymus cf. repens.

(n=216; 2001: 59; 2002: 61; 2003: 95) – type 12



Figuur 11.28 - Voorkomen van Onopordion acanthi (Echio-Verbascetum) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: enige affiniteit tot G_0C_0

Vegetatie van Nederland: Artemisietea vulgaris, Onopordetalia acanthii, Onopordion acanthii, Echio-Verbascetum

BWK: Ku (p.p.)

Habitatdoeltype: -

Natuurtype: ruderale vegetaties worden niet behandeld in de natuurtypologie van Vlaanderen

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

Structuur: vrij gesloten, grazige gemeenschap (som van de grasbedekkingen gemiddeld 44,8%) met veel ruigtekruiden

Exclusieve soorten: Wouw, kleine brandnetel, grote ereprijs

Selectieve soorten: -

Preferente soorten: -

Constante soorten: zandzegge, akkerdistel, strandkweek/kweek (vermoedelijk vooral de laatste), dauwbraam, jacobskruiskruid

Overige frequente soorten: struisgras sp., zandmuur, gewoon strusiriet, akkerhoornbloem, speerdistel, klein streepzaad, Hondstong, kropaar, zandkool, Reigersbek sp., rood zwenkgras (s.l.), zachte

ooievaarsbek gestreepte witbol, gewone rolklaver, gewone hopklaver, Hersthoornweegbree, Smalle weegbree, veldbeemdgras, muurpeper, avondkoekoeksbloem, witte klaver, gewone brandnetel, veldereprijs

N.B. Geen van de door Weeda & Schaminée (1998) vermelde diagnostische soorten (slangenkruid, Koningskaars, Middelste teunisbloem) behalve ossentong komt effectief voor in de IJzermondingopnamen. Wel komen heel wat van de differentiërende soorten voor.

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Het Echio-Verbascetum is een in het studiegebied zeer algemeen voorkomend type, dat ook vóór de natuurherstelmaatregelen al aanwezig was. Het is het dominante type in de noordelijke geëgaliseerde duinen (transect 10 en zuidelijk deel van transect 11) en op de geëgaliseerde, hoog gelegen zandbodems van transect 6. In de nieuw gecreëerde terreinen vindt men het type vooral terug op de met duinzoden afgedekte dijktrajecten (transect 9), maar ook op de nieuwe zandige dijken ter hoogte van transect 7 en 8 en het gecreëerde lage duin in transect 10 en 11 (zie fig. 11.28). De proefvlakken liggen allemaal boven de hoogste overstromingslijn en zijn daarmee integraal supratidaal.
Het syntaxon wordt door Weeda & Schaminée (1998) beschreven als kalkminnend, voorkomend op lichte, doorlatende, basenrijke en stikstofhoudende, enigszins humushoudende grond, meestal op zand. In de duinen komt het in Nederland voor op allerlei plaatsen waar bodemverstoring heeft plaatsgevonden, en neemt het (tijdelijk) de plaats in van duingrasland van het Taraxaco-Galietum veri. Het ontstaat vaak uit het Bromo-Corispermetum (vorige type) nadat de bodem enige aanrijking gekend heeft van stikstof en organisch materiaal. Dit storingstype kan vermoedelijk zowel evolueren naar een duingraslandtype (onder begrazing) als richting duindoornstruweel. Het relatief grote aantal grassen en de vrij hoge bedekking van laagblijvende grassen (som van de bedekkingen van deze grassoortengroep bedraagt gemiddeld 26,5%) doet vermoeden dat het merendeel richting duingrasland zal evolueren. Het type kan echter lang stand houden. Gedurende de monitoringperiode handhaafde het type zich alvast in de transecten 10 en 11 onder begrazing met schapen (wisselende seizoenaliteit en dichtheid). Duingrasland is een habitatdoeltype en beheer dat de vegetatie i die richting doet evolueren is dus aangewezen. Het ingestelde begrazingsbeheer lijkt hiervoor zeker geschikt.

11.3.4.4 Phleo-Tortuletum ruraliformis, mosduin met groot duinsterretje en zanddoddegras

(n=38; 2001: 10; 2002: 10; 2003: 19) – type 13



Figuur 11.29 - Voorkomen van Tortulo-Koelerion types (Phleo-Tortuletum ruraliformis, Sileno-Tortuletum ruraliformis) en Cladonio-Koelerietalia in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: T_1 : mosduin, jonge/dynamische fase in kalkrijke duinen, met vooral groot duinsterretje - Tortula ruraliformis en/of bleek dikkopmos - Brachythecium albicans en een vrij open structuur

Vegetatie van Nederland: Koelerio-Corynephoretea, Cladonio-Koelerietalia, Tortulo-Koelerion, Phleo-Tortuletum ruraliformis

BWK: Hd

Habitatdoeltype: D3: kalkrijk mosduin en droog tot mesofiel duingrasland

Natuurtype: kalkrijke mosduinen en pionierduingraslanden met zanddoddegras (Phleum arenarium) en groot duinsterretje (Tortula ruralis ssp. ruraliformis)

Corine: 16.221 Northern grey dunes

Habitatrichtlijn: Fixed coastal dunes with herbaceous vegetation (p.p.) (prioritaire habitat) (2130)

Dit type verschilt zowel floristische als structureel weinig van het volgende type.

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

Structuur: laagblijvende gemeenschap met vrijwel gesloten moslaag en verspreide therofyten en graslandsoorten

Exclusieve soorten: -

Selectieve soorten: -

Preferente soorten: Reigersbek sp., kruipend stalkruid, groot duinsterretje
Constante soorten: zandmuur, zandzegge, Cladonia furcata, klein streepzaad, strandkweek/kweek, rood zwenkgras s.l., Geel walstro, zanddoddegras, muurpeper, jacobskruiskruid
Overige frequente soorten: struisgras sp., helm, gewoon struisriet, zandhoornbloem, Smaragdmos, kleine leeuwentand, veldbeemdgras, dauwbraam, velderepprijs

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Dit mosduintype was reeds voor de herstelwerken aanwezig in de niet geëgaliseerde duingebieden in het noordoosten van het studiegebied (transect 11). Tijdens de monitoringperiode handhaafde het type zich aldaar. In 2003 bleek het ook aanwezig in het hogere deel van transect 7 en 8 (niet beïnvloed door de werken), op deze plaatsen werden in 2001 en 2002 geen opnamen gemaakt. Volgens Weeda et al. (1996) komt het syntaxon voor op zonnige, droge, 's zomers sterk opwarmende plaatsen op kalkrijk of althans kalkhoudend, humusloos of humusarm duinzand waarin bodemvorming nog niet heeft plaatsgevonden. Deze omschrijving stemt zeer goed overeen met de situatie van het type in het studiegebied. Opvallend is de binding van het type aan het niet geëgaliseerd zijn van het duinreliëf. Zonder egalisatie zou een belangrijk deel van het duingebied ten zuiden van de Vierboeteweg vermoedelijk ingenomen zijn door dit type.
Het type ontstond nog niet op plaatsen die door de natuurherstelwerken rechtstreeks (door afgraving en/of ophoging) werden beïnvloed. Blijkens de constantie van het type in het gebied waar reeds enige tijd gegraasd wordt door een kudde schapen, hoeft het type niet negatief beïnvloed te worden door deze beheersvorm, mits de begrazingsdichtheid en daarmee de betredingsintensiteit niet te hoog wordt. Desalniettemin wordt een zekere vergrassing vastgesteld, die echter niet eenduidig is te relateren aan begrazing, maar ook veroorzaakt zou kunnen worden door de atmosferische N-depositie. Om dit te toetsen is het aangewezen om dit deel van het noordelijke begrazingsblok uit te sluiten van schapenbegrazing om het voortbestaan van mosduin van dit type te garanderen en om de impact van begrazing versus N-depositie na te gaan.

11.3.4.5 Sileno-Tortuletum ruraliformis, mosduin met Duinklauwtjesmos, Smaragdmos en Duindravik

(n= 38; 2001: 8; 2002: 7; 2003: 22) – type 14

Andere classificatiesystemen
Cartografie kustvegetaties: T_1 : mosduin, jonge/dynamische fase in kalkrijke duinen, met vooral groot duinsterretje - Tortula ruraliformis en/of bleek dikkopmos - Brachythecium albicans en een vrij open structuur; wegens het speciale karakter met lokale dominantie van Smaragdmos hebben we en nieuwe karteringscode onderscheiden (T3*)
Vegetatie van Nederland: Koelerio-Corynephoretea, Cladonio-Koelerietalia, Tortulo-Koelerion, Sileno-Tortuletum ruraliformis
BWK: Hd
Habitatdoeltype: D3: kalkrijk mosduin en droog tot mesofiel duingrasland
Natuurtype: kalkrijke mosduinen en pionierduingraslanden met zanddoddegras (*Phleum arenarium*) en groot duinsterretje (*Tortula ruralis* ssp. *ruraliformis*)
Corine: 16.221 Northern grey dunes
Habitatrichtlijn: Fixed coastal dunes with herbaceous vegetation (p.p.) (prioritaire habitat) (2130)

Dit type verschilt zowel floristische als structureel weinig van het vorige type, *Phleum arena*rium ontbreekt grotendeels, *Homalothecium lutescens* is de dominante mossoort. Volgens Weeda et al. (1996) onderscheidt het Sileno-Tortuletum zich floristisch vooral van het Phleo-Tortuletum door zijn hogere soortenrijkdom, wat zich in het studiegebied ook min of meer manifesteert (gemiddeld 18,5 soorten tegenover gemiddeld 14,8 soorten).

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

Structuur: laagblijvende gemeenschap met vrijwel gesloten pleurocarpen gedomineerde moslaag en verspreide therofyten en graslandsoorten
Exclusieve soorten: -
Selectieve soorten: -
Preferente soorten: -
Constante soorten: zandmuur, Duindravik, zandzegge, klein streepzaad, strandkweek/kweek, rood zwenkgras s.l., Geel walstro, Smaragdmos, gewone rolklaver, kruipend stalkruid, veldbeemdgras, dauwbraam, muurpeper, jacobskruiskruid, groot duinsterretje
Overige frequente soorten: helm, gewoon struisriet, akkerhoornbloem, Cladonia furcata, Reigersbek sp. zachte ooievaarsbek, gewoon biggenkruid, zanddoddegras, Smalle weegbree, kleine leeuwentand, witte klaver, veldereprijs, wikke sp.

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Het Sileno-Tortuletum ruraliformis komt voor in mozaiek met het vorige type en onderscheid zich daarvan in feite slechts door de dominantie van pleurocarpe mossen (Smargdmos of Duinklauwtjesmos), daar waar het vorige type vooral door groot duinsterretje wordt bepaald. Zoals het vorige kwam dit type reeds voor de uitvoering van de werken voor. Het concentreert zich in het niet geëgaliseerde deel van het noordelijke duingebied (transect 11), alwaar het zich gedurende de monitoringperiode handhaafde. In 2003 werd het ook opgenomen in het hogere deel van transect 8, dat in de eerste twee jaren niet werd opgenomen.
Ecologisch zijn type 13 en 14 moeilijk te onderscheiden. Weeda et al. (1996) stellen dat het Sileno-Tortuletum steeds duidelijke beïnvloeding van de mens en zijn huisdieren kent. Hiervoor zijn binnen het studiegebied geen eenduidige aanwijzingen, hoewel het Sileno-Tortuletum zich iets vaker dan het Phleo-Tortuletum op geëgaliseerde duingronden bevindt. Het type wordt niet negatief beïnvloed door de begrazing met schapen, gegeven de toegepaste grazerdichtheden, en wordt er vermoedelijk eerder door in stand gehouden; geen begrazing zou tot een snelle verruiging aanleiding kunnen geven.

11.3.4.6 Cladonio-Koelerietalia

type 15

Associa onderscheidde een 12-tal opnamen die niet verder gedifferentieerd werden dan tot op het ordeniveau. Deze opnamen herbergen met andere woorden bijzonder weinig syntaxonomisch goed differentiërende soorten. Ze sluiten het best aan bij de types 13 en 14 die tot dezelfde orde behoren en type 15. Verdere floristische en ecologische beschrijving ervan heeft weinig zin, daarvoor verwijzen we naar de beschrijvingen onder het Phleo-Tortuletum ruraliformis, het Sileno-Tortuletum ruraliformis en het Festuco-Galietum veri.
Het type werd aangetroffen in de hogere delen van de transecten 6-11, en dit in mozaiek met opnamen van de vorige drie types. Het type komt vooral voor op niet door de werken beïnvloede delen van het studiegebied.

11.3.4.7 Festuco-Galietum veri, duingrasland met Smalle weegbree

(n=37; 2001: 8; 2002: 8; 2003: 22) – type 16



Figuur 11.30 - Voorkomen van Platagini-Festucion (Festuco-Galietum veri) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen
Cartografie kustvegetaties: G_7 : droog 'basisduingrasland' van de min of meer kalkrijke duinen
Vegetatie van Nederland: Koelerio-Corynephoretea, Trifolio-Festucetalia ovinae, Plantagini-Festucion, Festuco-Galietum veri
BWK: Hd
Habitatdoeltype: D3: kalkrijk mosduin en droog tot mesofiel duingrasland
Natuurtype: Droog tot vochtig kalkrijk duingrasland met liggend bergvlas (Thesium humifusum) en Geel walstro (Galium verum)
Corine: 16.221 Northern grey dunes p.p., 16.225 Dune Mesobromion grasslands, 16.226 Dune thermophilous fringes
Habitatrichtlijn: Fixed coastal dunes with herbaceous vegetation (p.p.) (prioritaire habitat) (2130)

Afbakening van type 13, 14 en 16 gebeurde op basis van Associa; de types vertonen onderling nochtans grote overeenkomsten

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling
Structuur: gesloten, laagblijvend grasland met hoge bedekking van laagblijvende grassoorten
Exclusieve soorten: Knolboterbloem, Ruwe klaver

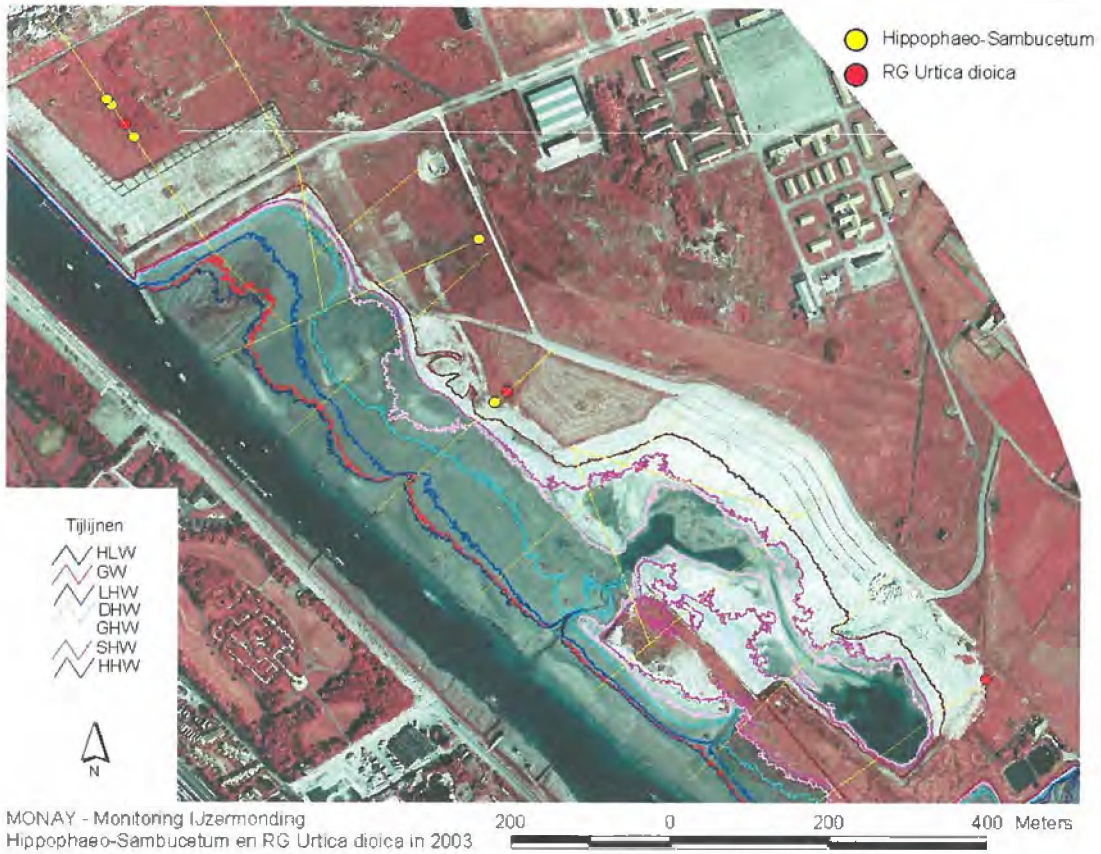
Selectieve soorten: -
Preferente soorten: Smalle weegbree
Constante soorten: struisgras sp., zandmuur, zandzegge, akkerhoornbloem, klein streepzaad, Strankweek/kweek, rood zwenkgras (s.l.), Geel walstro, Smaragdmos, gewone rolklaver, veldbeemdgras, jacobskruiskruid
Overige frequente soorten: Duizendblad, Duindravik, gewone hoornbloem, akkerdistel, Reigersbek sp., zachte ooievaarsbek, gewone hopklaver, kruipend stalkruid, dauwbraam, muurpeper, liggende klaver, witte klaver, veldereprijs

N.B. Het Plantagini-Festucion noch het Festuco-Galietum veri (Weeda et al, 1996) hebben echte diagnostische soorten; de floristische afbakening van het type gebeurt hoofdzakelijk op de combinatie van de zuur-indicerende soorten Fijn struisgras en Schapenzuring. De eerste is een belangrijke soort in de opnamen van het studiegebied (ze werd hier samengevoegd met Fioringras). In het studiegebied is het een van de soortenrijkere gemeenschappen.

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Dit duingraslandtype werd sporadisch vastgesteld in 2001, 2002 en 2003 in transect 10 en 11 tussen het aangelegde lage duin en de zeereepduinen. Het komt verder vooral voor in het oostelijke duingebied, waarin transect 9 gelegen is (deel dat enkel werd opgenomen in 2003). Het type ontwikkelde zich sporadisch ook op tijdens de werken nieuw gecreëerde hoger gelegen duinterreintjes, met name in transect 5.
Weeda et al (1996) omschrijven de ecologie van het syntaxon als droge graslanden op kalkarm, humeus zand, die regelmatig beweid of betreden worden en die vooral in de binnenduinen voorkomen, maar ook op zanddijken; de begrazing kan gebeuren door schapen of runderen, eventueel samen met paarden; konijnen zouden in het type geen belangrrijke grazerrol spelen. Eigenaardig genoeg is het studiegebied behoorlijk kalkrijk. Het door Associa klasseren van deze opnamen in dit syntaxon kan dan ook welicht veeleer toe te schrijven zijn aan het ontbreken van diagnostische Polygalo-Koelerion soorten, wat de kalkrijke tegenhanger is van dit syntaxon. In de omgeving van transect 11 komt in dit type ook grote tijm en kalkbedstro voor (echter niet in de opnamen; zie hs. 10). Het bestaande begrazingsbeheer met schapen zal het type allicht wel doen voortbestaan en eventueel zelfs bevorderen. Het kan verwacht worden dat op termijn uit het Bromo-Corispermetum en Echio-Verbascetum enerzijds en de mosduintypes anderzjds onder invloed van begrazing een vergrassing zal optreden en een syntaxonomische evolutie richting Festuco-Galietum veri. Goede diagnostische soorten van het Polygalo-Koelerion, het natuurbehoudsmatig meest gewenste duingraslandtype, ontbreken of zijn zeldzaam in het studiegebied (boven vermelde grote tijm en kalkbedstro), waardoor ontwikkeling van de laatste twijfelachtig is.

11.3.4.8 Hippophaeo-Sambucetum, gemeenschappen met affinitieit tot duindoornstruweel

(n= 10; 2001: 4; 2002: 1; 2003: 5) – type 17



Figuur 11.31 - Voorkomen van Berberidion vulgaris (Hippohaeo-Sambucetum en de RG Urtica diocia in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

Andere classificatiesystemen

Cartografie kustvegetaties: H (Hippophae rhamnoides - Duindoorn) : (pionier-) struwelen van Duindoorn en/of Vlier

Vegetatie van Nederland: Rhamno-Prunetea, Prunetalia spinosae, Berberidion vulgaris, Hippophaeo-Sambucetum

BWK: Sd

Habitatdoeltype: D10 Struweel, mantel- en zoombegroeiing

Natuurtype: (Matig) kalkrijke struwelen met Duindoorn (Hippophae rhamnoides) en Wilde liguster (Ligustrum vulgare)

Corine: 16.251 Sea-buckthorn dune thickets p.p. ; 16.252 Mixed dune thickets p.p.

Habitatrichtlijn: Dunes with *Hippophae rhamnoides* (2160)

Vegetatiestructuur en floristische samenstelling

Structuur: het betreft hier in principe duindoornstruweel met ruige ondergroei van gewoon struisriet, in de meeste opnamen komt de struiksoort (nog) niet voor.

Exclusieve soorten: -

Selectieve soorten: Hondstong

Preferente soorten: gewoon struisriet, akkerdistel, speerdistel, Duindoorn, dauwbraam

Constante soorten: strandkweek/kweek, jacobskruiskruid, veldbeemdgras

Overige frequente soorten: zandzegge, kropaar, rood zwenkgras s.l., riet, grote brandnetel, wikke sp.

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Dit ruige struweeltype komt verspreid voor in de niet door de werken beïnvloede transectgedeelten (transect 6, 8 en 10). Het Hippophaeo-Sambucetum kent een sterke strooiselaccumulatie en herbergt gemiddeld slechts 11 soorten. Het is niet echt constant in de tijd, hoewel een aantal opnamen in de monitoringperiode onveranderd tot dit type bleef behoren. Voor de evaluatie van het beheer is het een belangrijk type. Weliswaar kent het gebied een relatief geringe struweelbedekking, de struwelen liggen grotendeels buiten de transecten aan de oostrand van het gebied, potentieel kunnen zij echter snel uitbreiden ten koste van mosduin en duingraslandtypes. Enkel begrazing door schapen kan dit proces vermoedelijk niet tegenhouden, begrazing van duindoorn door schapen werd nooit waargenomen; het drietal geiten, dat jarenlang in het terrein gefoerageerd heeft, werd daarentegen regelmatig aangetroffen temidden de vitale duindoornstruwelen, waar jonge twijgen en bladeren van Duindoorn werden geconsumeerd. Uit het lopend onderzoek naar het verschil in vegetatieontwikkeling onder begrazing door muizen, muizen en konijnen, respectievelijk muizen, konijnen, schapen en geiten (onderzoek Nele Somers), blijkt in ieder geval dat duindoornuitbreiding onder de laatste begrazingsvorm in zekere mate beknot wordt, muizen alleen of muizen+konijnen hebben nauwelijks impact vertonen. In deze begrazingsomstandigheden breidt Duindoorn vanuit de struweelrand gestaag uit.
Struweel kwam nog niet tot ontwikkeling op de nieuw gecreëerde terreinen, maar struweelontwikkeling valt er in de toekomst zeker niet uit te sluiten. Evolutie vanuit Bromo-Corispermetum en vooral Echio-Verbascetum richting duindoornstruweel is waarschijnlijk. De begrazing zal weinig impact hebben op de duindoornvitaliteit en –uitbreiding. In geval men de uitbreiding van Duindoorn ten koste van mosduin of duingtrasland wenst te onderdrukken, dan is actief beheer (wied- en kapbeheer) noodzakelijk.

11.3.4.9 RG Urtica dioica [Galio-Urticetea], ruderale gemeenschappen van Urtica dioica en Galium aparine en rietgemeenschap

(n=13; 2001: 7; 2002: 3; 2003: 3) – type 18

Andere classificatiesystemen
Cartografie kustvegetaties: U_1: hemicryptofyten van vochtige tot droge nitrofiele ruigten
Vegetatie van Nederland: Galio-Urticetea, RG Urtica dioica [Galio-Urticetea
BWK: Mru
Habitatdoeltype: -
Natuurtype: -
Corine: -
Habitatrichtlijn: -

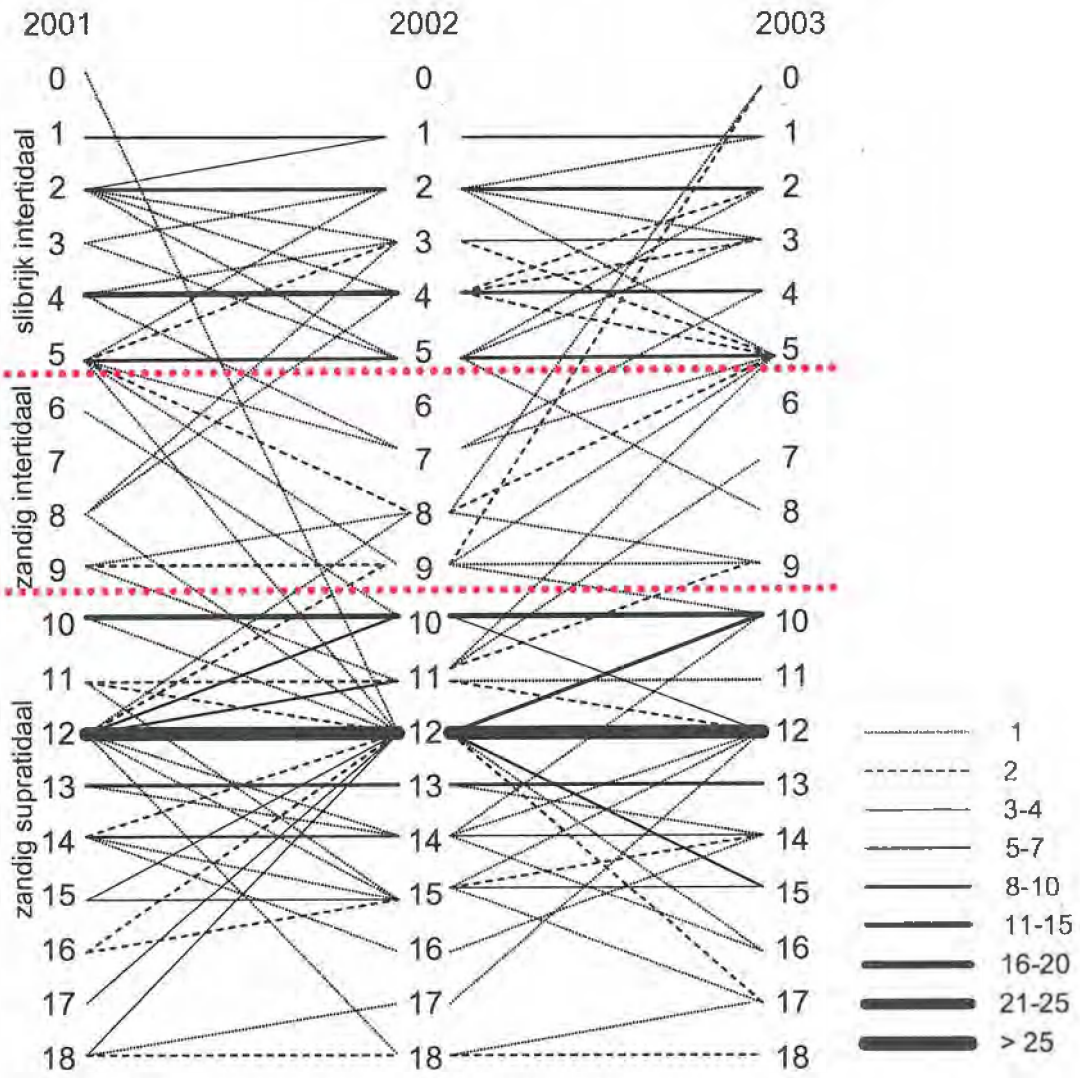
Vegetatiestructuur en floristische samenstelling
Structuur: hoog opgaande ruige rietgemeenschap met strerke strooiselaccumulatie
Exclusieve soorten: Klis sp., Valse voszegge, Oeverzegge, akkerwinde, Dovenetel sp., Vijfvingerkruid, gewone vlier
Selectieve soorten: Kleefkruid
Preferente soorten: akkerdistel, Hondsdraf, riet, gewone brandnetel
Constante soorten: strandkweek/kweek
Overige frequente soorten: gewoon struisriet, kropaar, speerdistel, veldbeemdgras, jacobskruiskruid, dauwbraam

Ecologie, en voorkomen in tijd en ruimte, evaluatie en gevolgen voor het beheer
Het type komt zeer sporadisch voor in transect 6, 7 en 10; in de laatste komt centraal een rietgemeenschap voor, dat tot dit type gerekend wordt. In transect 6 en 7 lijkt het te gaan om restanten van het vroegere kleidepot, waarop een zeer dichte brandnetelvegetatie voorkwam. In functie van de evaluatie van de herstelwerken heeft dit type weinig belang, hoewel elementen ervan bij storing

massaal tot ontwikkeling zouden kunnen komen. Buiten de transecten, ondermeer op de helling tussen het nieuw gecreëerde lagunair intertidale gebied en het zuidelijke dijklichaam wordt een groot oppervlak ingenomen door vergelijkbare ruigtevegetaties, gedomineerd door akkerdistel, gewone brandnetel en andere ruigtekruiden. Ook de omgeving van het "Mosselkot" vertoont zeeer veel verruigingsaspecten, terwijl op verschillende, nieuw aangelegde structuren, ondermeer de dijklichamen rond het voormalige tijdok ook een neiging tot verruiging kan worden vastgesteld. Het verhoopte onderdrukkende effect van begrazing op deze ruigtekruiden dient verder opgevolgd te worden. Wellicht is in dit verband begrazing door runderen te prefereren boven schapenbegrazing. Mogelijk dient aanvullend maaibeheer toegepast te worden.

11.3.5 Vegetatiesuccessie

Om de veranderingen van de vegetatie in de tijd te registreren werden de proefvlakken die in twee of drie jaren werden bemonsterd met elkaar vergeleken. Uit een kruisfiguur kan direct worden opgemaakt in welke richting individuele proefvlakken evolueren en of hierin een trend is waar te nemen. In fig. 11.32 staat weergegeven in hoeverre de opnamen van 184 vergeleken opnamen van hetzelfde proefvlak uit de drie verschillende bemonsteringsjaren veranderden van type (types zoals hierboven beschreven). De meeste opnamen blijven over de drie opnamenperioden tot hetzelfde type behoren. Soms veranderen opnamen van slibrijk intertidaal naar zandig inter- of zelfs supratidaal. Dit is steeds te wijten aan tussentijdse wijzigingen ten gevolge van de werken.
Binnen het slibrijk intertidaal is er, vooral in het laatste jaar een zekere tendens richting type 5 (door strandkweek gedomineerde vegetaties), wat effectief het climaxtype is van het schorsysteem in afwezigheid van begrazing.
In het zandig intertidaal is er in 2002 een lichte trend richting type 8 (vloedmerkgemeenschappen). Van 2002 naar 2003 is opnieuw een zekere successietrend vast te stellen richting type 5, de vrijwel monospecifieke vegetaties van strandkweek.
In het supratidaal is er in 2002 een convergerende trend richting type 12 (Echio-Verbascetum), deze trend zet zich in 2003 duidelijk verder. Het type 12 zelf blijft in de tijd vrij constant (van 2001→02 bleven 40/59 opnamen tot type 12 behoren, van 2002 naar 2003 was deze verhouding 37/72). Veel minder duidelijk maar toch waarneembaar is een successie van een beperkt aantal pioniersgemeenschappen richting duingraslandtype 15 (Festuco-Galietum veri), maar ook richting het ruigere type 17 (door gewoon struisriet gedomineerd Hippophaeo-Sambucetum).



Figuur 11.32 – Successie in de proefvlakken die in de drie opeenvolgende jaren werden opgenomen. De dikte van de lijn is in verhouding met het aantal opnamen dat dezelfde trend vertoont.

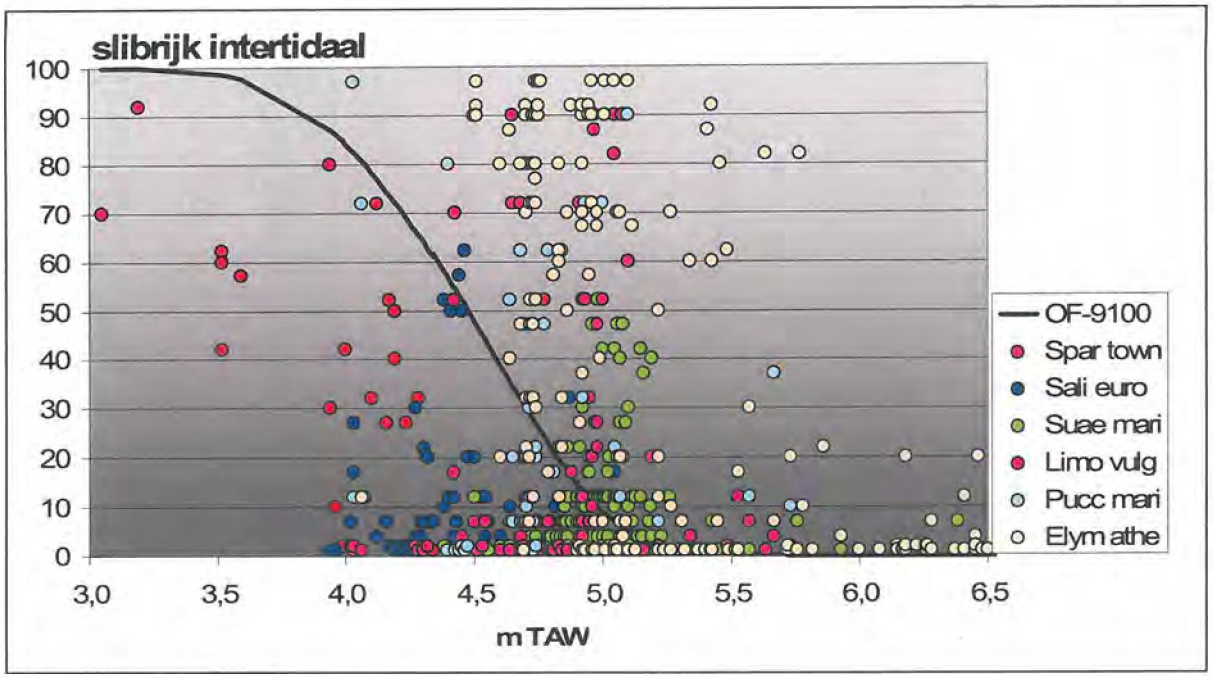
In tabel 11.6 wordt een overzicht gegeven van het aantal opnamen per vegetatietype dat werd beïnvloed door de natuurherstelwerken in de periode 1999-2003. Hieruit blijkt overduidelijk en niet bepaald onverwacht dat het overgrote deel van die opnamen pioniergemeenschappen vertegenwoordigen. In het slibrijk intertidaal zijn dit het Salicornietum brachystachyae (ook S. dolichostachyae, maar als zodanig niet te onderscheiden wegens niet onderscheiden van *S. procumbens* in 2001-03) en het Suaedetum maritimae, in het zandig intertidaal zijn dit vooral het *Chenopodietum rubri*, het *Atriplicetum littoralis* en het *Honckenyo-Agropyretum juncei*. In het supratidaal zijn dit vooral het *Elymo-Ammophiletum*, het *Bromo-Corispermetum* en het *Echio-Verbascetum*. Het enige voor het gebied echt nieuwe type is het *Chenopodietum rubri*.
De latere successiestadia vestigden zich nog niet in de beïnvloede gebiedsdelen, tenzij het *Atriplici-Elytrigietum pungentis* in een drietal opnamen en, opvallend, ook in een negental opnamen een jong stadium van het *Festuco-Galietum veri*.

Tabel 11.6 – Aantal opnamen per vegetatietype, dat werd gemaakt op plaatsen die niet en die wel beïnvloed werd door minstens één van de vermelde natuurherstelmaatregelen.

Typenr.	Habitatrichtlijncode	code	verband	associatie	n	# opnamen op plaatsen waar in 1999-2003 GEEN natuurherstelwerken uitgevoerd werden	# opnamen op plaatsen waar in 1999-2003 natuurherstelwerken uitgevoerd werden	afgraving, tot minimaal beneden GHW	afgraving, gevolgd door ophoging met zand	afgraving, gevolgd door ophoging met zand en afdekking met duinzoden	afgraving, gevolgd door ophoging met zand en helmbeplanting	enkel ontstruweling
1	1320	24Aa – 24Aa02	Spartinion	Spartinetum townsendii	21	21	0	0	0	0	0	0
2	1310	25Aa - 25Aa02	Thero-Salicornion	Salicornietum brachystachyae	98	33	65	65	0	0	0	0
3	1310	25Aa - 25Aa03	Thero-Salicornion	Suaedetum maritimae	64	23	41	41	0	0	0	0
4	1330	26Aa - 26Aa01	Puccinellion maritimae	Puccinellietum maritimae	44	44	0	0	0	0	0	0
5	1330	26Ac - 26Ac06	Armerion maritimae	Atriplic-Elytrigietum pungentis	57	54	3	3	0	0	0	0
6	-	29Aa - 29Aa03	Bidention tripartitae	Chenopodietum rubri	22	0	22	21	0	0	1	0
7	1310	27Aa	Saginion maritima		5	4	1	1	0	0	0	0
8	2110	22A - 22Aa01	Atriplicion littoralis	Atriplicetum littoralis	17	6	11	11	0	0	0	0
9	2110	23A - 23Aa01	Elymetalia arenarii	Honckenyo-Agropyretum juncei	48	4	44	40	4	0	0	0
10	2120	23Ab - 23Ab01	Ammophilion arenarii	Elymo-Ammophiletum	104	49	55	8	30	0	17	0
11	-	31Aa - 31Aa01	Salsolion ruthenicae	Bromo-Corispermetum	47	7	40	12	26	0	2	0
12	-	31Ba - 31Ba01	Onopordion acanthii	Echio-Verbascetum	216	79	137	19	26	48	36	8
14	2130	14Ca01	Tortulo-Koelerion	Phleo-Tortuletum ruraliformis	38	38	0	0	0	0	0	0
13	2130	14Ca02	Tortulo-Koelerion	Sileno-Tortuletum ruraliformis	38	29	9	1	1	0	1	6
15	2130	14Bb - 14Bb02	Plantagini-Festucion	Festuco-Galietum veri	37	26	11	7	0	3	1	0
16	2130	14-14C-14Ca	Cladonio-Koelerietalia		12	10	2	1	0	0	1	0
17	2160	37Ac - 37Ac01	Berberidion vulgaris	Hippophae-Sambucetum	10	10	0	0	0	0	0	0
18	-	31Ab - 33RG01	Arction	RG Urtica dioica [Galio-Urticietea]	13	11	2	0	1	0	0	1

11.4 Ecologie van een aantal sleutelsoorten, hun vestiging en veranderingen in bedekkingsgraad

11.4.1 Bedekking van de soorten in functie van hoogteligging (periode 2001-2003)

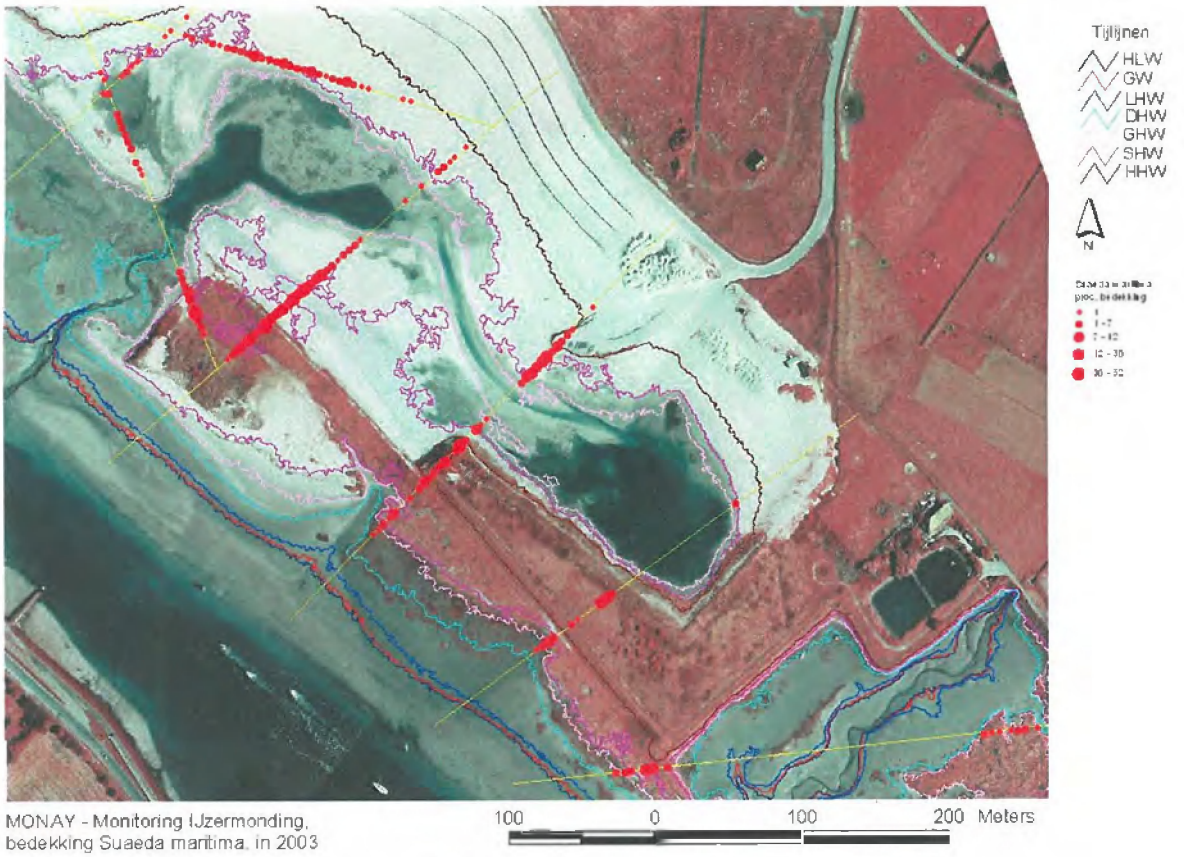


Figuur 11.33 – Bedekking van soorten uit het slibrijk intertidaal (oud en nieuw schor gecombineerd).

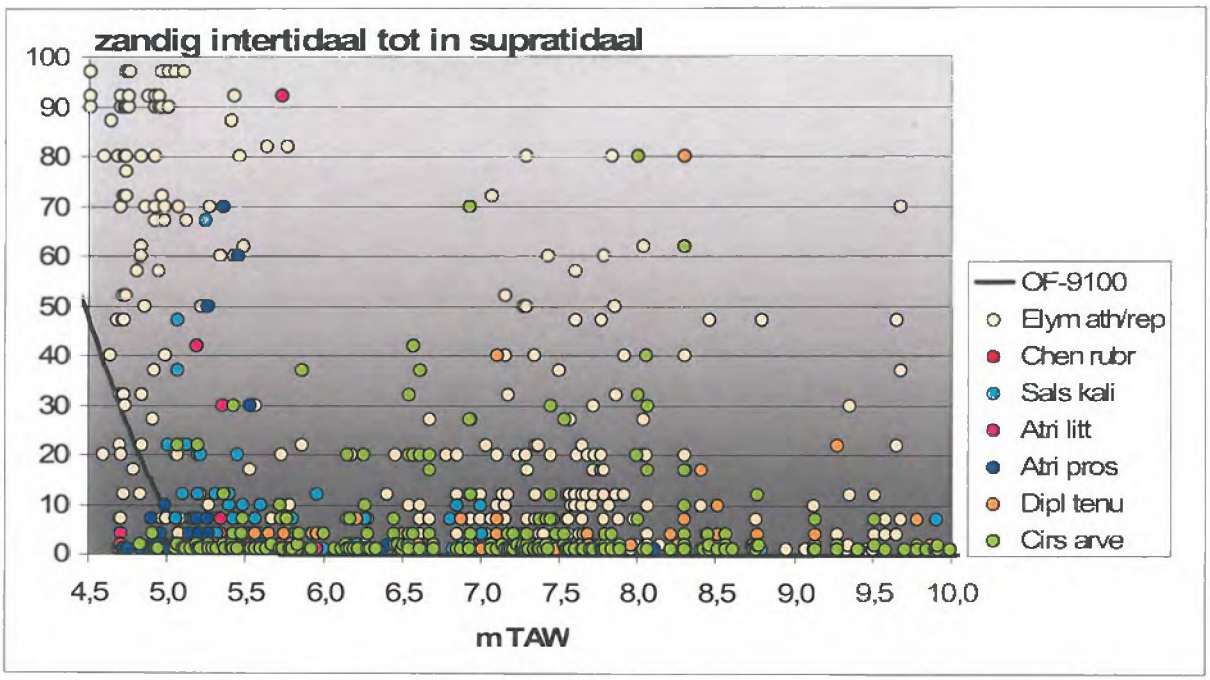
In het slibrijk intertidaal zijn per soort vaak duidelijke optima waarneembaar qua hoogteligging (fig. 11.34). Deze is op zich geen relevante ecologische factor, maar wel de ermee geassocieerde ecologische variabelen. Vooral overstromingsfrequentie wordt vaak genoemd als determinant. Deze is op zich ook weer gelinkt aan andere factoren zoals sedimentbelasting van het overstromingswater, sedimentatiemateriaal, mechanische verstoring door golfslag, overstroming, enz.
Engels slijkgras, alleen voorkomend op oude schorrelicten, manifesteert zich vooral tussen 100% en 60% overstromingsfrequentie. Achtereenvolgens in de overstromingsgradiënt manifesteren zich dan zeekraal, (twee soorten), lamsoor, gewoon kweldergras en strandkweek.



Figuur 11.34 – Procentuele bedekking van zeekraal (Salicornia europaea + S. procumbens) in de opnamen van 2003.

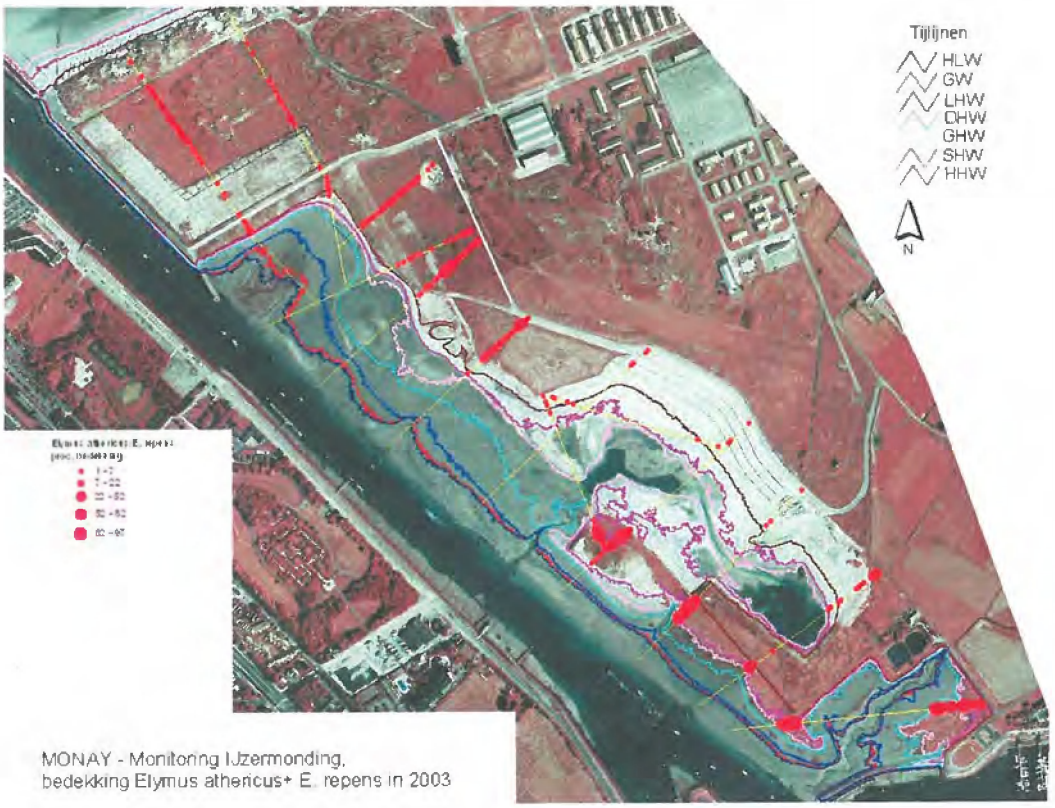


Figuur 11.35 – Procentuele bedekking van klein schorrenkruid in de opnamen van 2003.

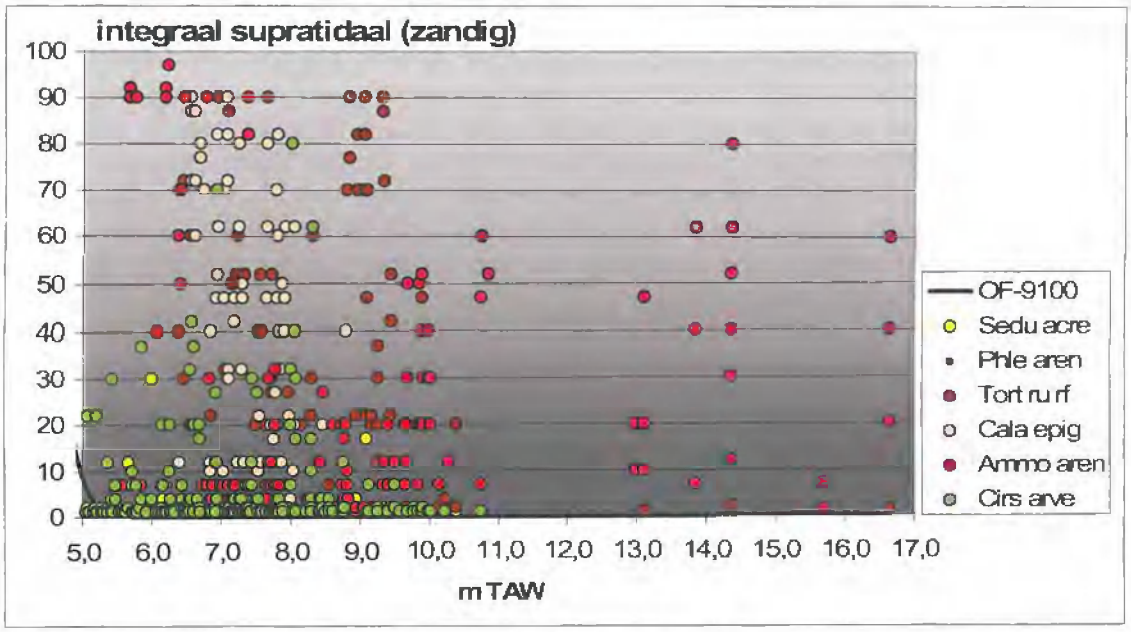


Figuur 11.36 – Bedekking van soorten uit het zandig intertidaal (oud en nieuw schor gecombineerd).

In het zandig intertidaal valt de relatief smalle range van Spiesbladmelde en strandmelde op. Het bimodale voorkomen van strandkweek/kweek weerspiegelt de twee soorten; vermoedelijk betreft de waarnemingen boven 6,00 m TAW grotendeels kweek, de lagere, door overstromingswater af en toe beïnvloede gebieden, waarnemingen zullen grotendeels strandkweek betreffen. Verder valt op dat een glycofyt als akkerdistel tot een eind in het intertidaal doordringt. Dit kan alleen te danken zijn aan het zandige substraat, waaruit het zoute oppervlaktewater dat bij een sporadische overstroming in de vegetatie raakt, vrij snel zal percoleren. Ook zandkool en stekend loogkruid vertonen een brede hoogterange. Naar de toekomst toe zullen die soorten wellicht minder algemeen worden door competitie met andere glycofytische soorten.



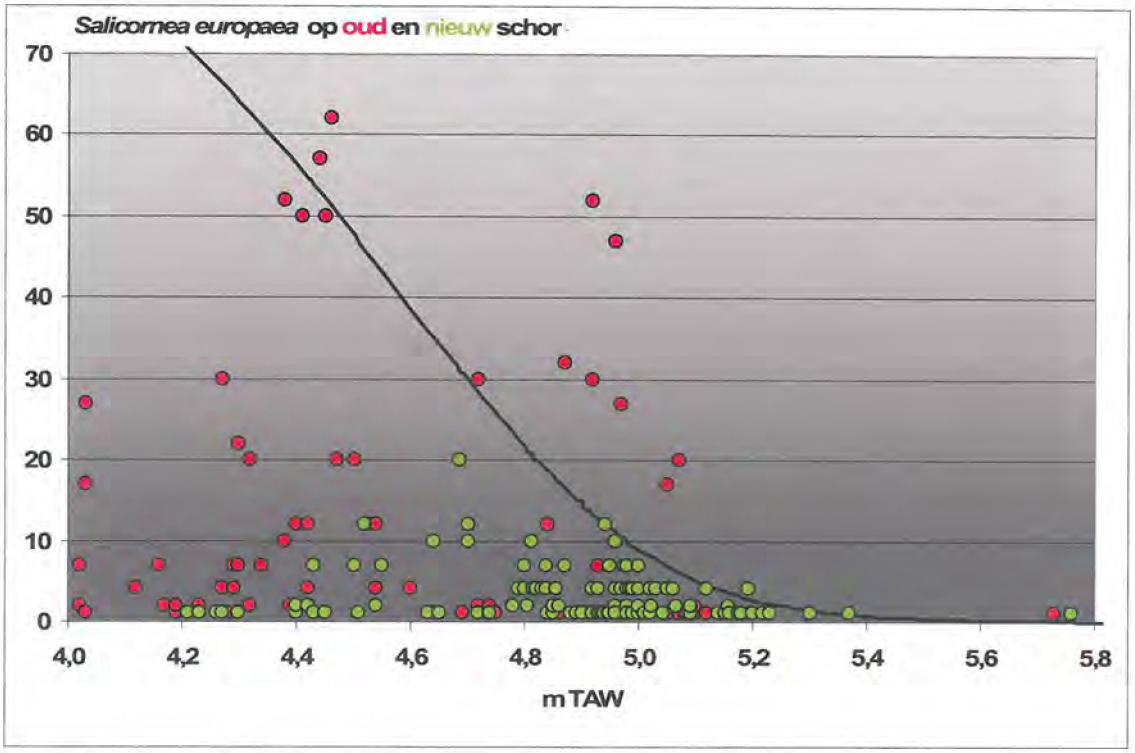
Figuur 11.37 - Procentuele bedekking van strandkweek en kweek in de opnamen van 2003.



Figuur 11.38 – Bedekking van soorten uit het integraal supratidaal (zandig, oud en nieuw duin en zanddijken).

Het supratidaal vertoont tussen de soorten nog weinig differentiatie. Hoogte zal hier dan ook nog weinig differentiëren tenzij via bereikbaarheid van het grondwater en windexpositie. gewoon struisriet lijkt een iets lagere standplaats in te nemen dan de mosduinen (dominantie van groot duinsterretje); akkerdistel vertoont een zeer brede range. De hoogste terreinen zijn zeereepduinen, waar helm domineert. De hoge bedekkingen op lagere duinen is te danken aan aanplanten. Gelet op de beperkte windexpositie van deze duinen en de overlap qua hoogteligging met soorten als gewoon struisriet en het gros van de duingraslandsoorten, doet vermoeden dat deze als open helmduin bedoelde plaatsen mogelijk op langere termijn zullen ontwikkelen tot graslanden of gewoon struisrietgemeenschappen. De begrazing met schapen zal vermoedelijk de vestiging van duingrasland en/of mosduin ten koste van inlands helmduin bevorderen. Veel van deze inlandse duinen dragen geen Elymo-Ammophiletea vegetaties, maar een Bromo-Corispermetum of, op de rijkere (bvb. de met zoden afgedekte) plaatsen een Echio-Verbascetum. Opvallend is dat de meest recente aangelegde zanddijken (met helmaanplant) nog veel Elymo-Ammophiletum en Bromo-Corispermetum herbergen, terwijl het reeds in 2001 aangelegde lage duin ten noorden van de oost-westverbinding doorheen transect 10 en 11, behalve Elymo-Ammophiletum vooral reeds Echio-Verbascetum draagt. De experimentele ovaalvormige vlek waar plagsel werd aangebracht werd in 2002 en 2004 gekarteerd als G7 (basisduingrasland van kalkrijk zand), en geklasseerd in het type 12 (Echio-Verbascetum). In de zeereepduinen is geen sprake van deze pioniers- respectievelijk storingsvegetaties. Ze ontwikkelen in de regel eerder naar grasland (onder begrazing) of struweelgemeenschappen met ruige ondergroei van gewoon struisriet.

11.4.2 Bedekking van enkele sleutelsoorten in oud en nieuw intertidaal gebied (periode 2001-2003)

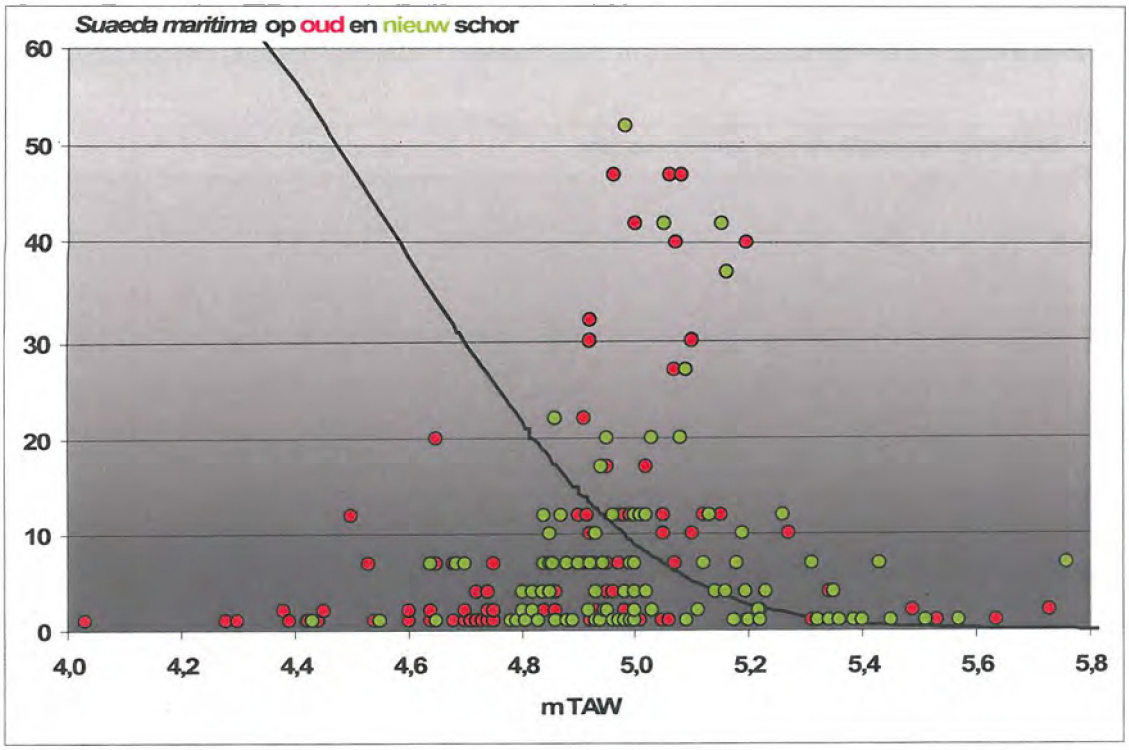


Figuur 11.39 – Bedekking van zeekraal (Salicornia europaea+ S. procumbens) op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied).

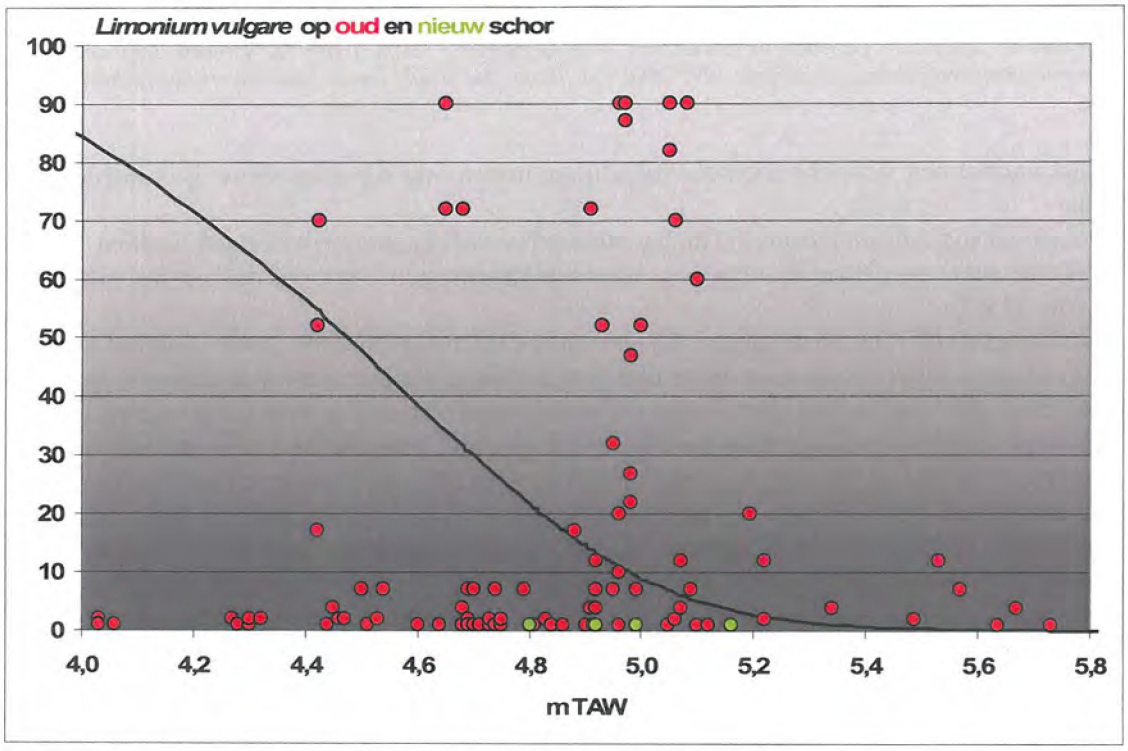
Als we het voorkomen van schorpioniers vergelijken tussen oud schor en nieuw gecreëerd schor dan valt op dat

1. zeekraal (*Salicornia europaea*) op het oude schor veel hogere bedekkingen haalt en
2. dat de soort op het oude schor een lager hoogte-optimum vertoont dan op het nieuwe schor (fig. 11.48).

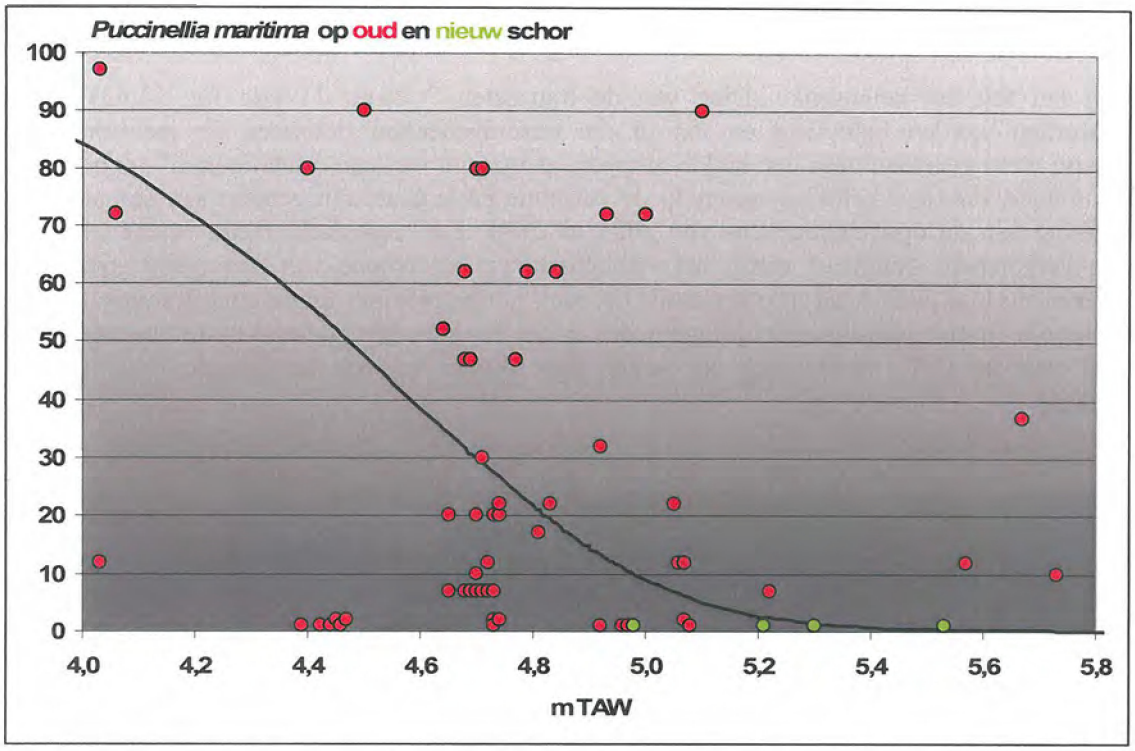
Eenzelfde hoogteshift lijkt op te treden bij gewon kweldergras. In feite komt zeekraal (*Salicornia europaea*) op het nieuwe schor voor op de plaats in de hoogtezonatie waar strandkweek voorkomt op het oude schor. Dit doet vrezen dat het slechts een kwestie van tijd is voordat de nieuw gecreëerde schorgebieden gekoloniseerd geraken met het overblijvende, hoogcompetitieve strandkweek, om te leiden tot vrij monospecifieke ruig grasvegetaties. De beperkte sedimentatie van slib is daar een extra reden toe, aangezien het Atriplico-Elytrigietum pungentis precies op de zandiger delen van het oude schor voorkomt. Het lijkt dan ook cruciaal voor de toekomstige schordiversiteit dat strandkweek in toom wordt gehouden. Begrazing lijkt hiervoor de aangewezen beheersvorm. De hoogterange waarin klein schorrenkruid en lamsoor op oud en nieuw schor voorkomen, komen veel beter overeen met elkaar, maar ook deze soorten zullen een sterke competitie moeten duchten van strandkweek. Voor lamsoor zou daarenboven overbetreding en -begrazing door grazers in het voorjaar, een extra nadelig effect kunnen geven.



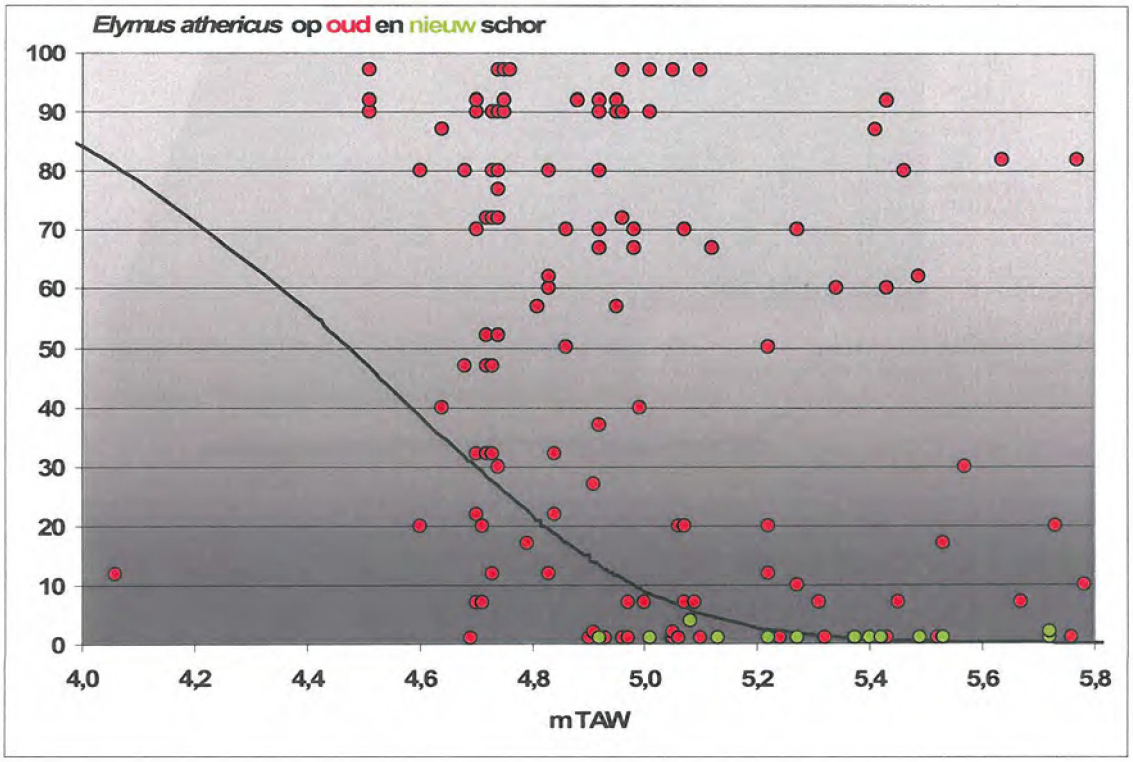
Figuur 11.39 – Bedekking van klein schorrenkruid op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied).



Figuur 11.40 – Bedekking van lamsoor op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied).



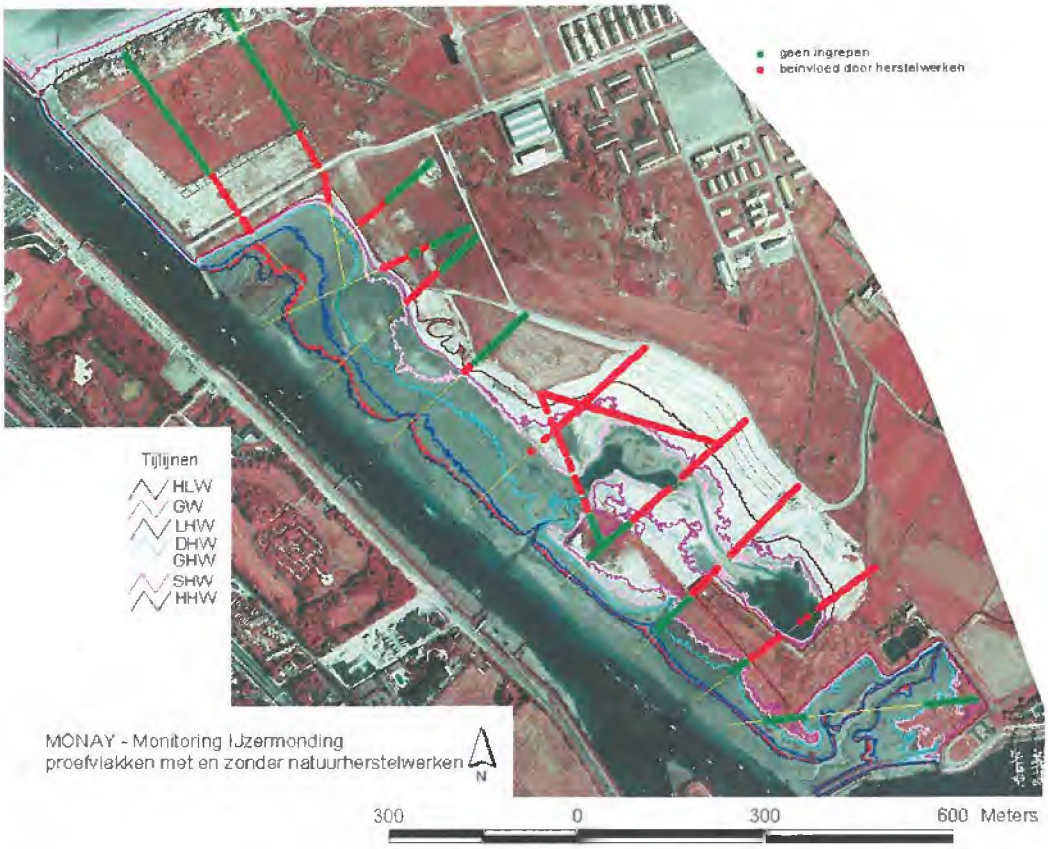
Figuur 11.41 – Bedekking van gewoon kweldergras op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied).



Figuur 11.42 – Bedekking van strandkweek op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied).

11.5 *Invloed van schapen- + geitenbegrazing in de duingebieden*

Dankzij het feit dat belangrijke delen van de transecten 7 t.e.m. 11 (zie fig. 11.43) niet door herstelwerken werden beïnvloed en dat in die terreingedeelten doorheen de monitoringperiode regelmatig werd gegraasd door een kudde schapen, aangevuld met een drietal geiten[16], is het mogelijk om de invloed van deze beheersvormen op de vegetatie na te gaan. Dit gebeurt aan de hand van een vergelijking van de opnamegegevens van 2001 en 2003. Een aantal algemene vegetatiekenmerken worden vergeleken. Daarnaast wordt het verschijnen en verdwijnen van een aantal soorten en de verandering in hun bedekking geanalyseerd. Let wel, het betreft hier uitsluitend duinopnamen uit de geëgaliseerde en niet geëgaliseerde duingebieden in het noorden (ten zuiden van de Vierboeteweg, ten noorden van de O-W verbinding) en oosten (ten oosten van de aangelegde, N-Z verlopende zanddijken).



Figuur 11.43 – Proefvlakken die werden beïnvloed door de natuurherstelwerken uit de periode 1999-2004 Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

De analyse gebeurde door een paarsgewijze vergelijking van de individuele opnamen. Dergelijke benadering is nodig, aangezien de steekproef afkomstig is uit een qua vegetatietypologie heterogeen gebied (de vegetatietypes 10 t.e.m. 18 komen voor met een dominantie van type 12: Echio-Verbascetum, 13: Phleo-Tortuletum ruraliformis, 14: Sileno-Tortuletum ruraliformis en 15: Festuca-Galietum veri). Het berekenen van gemiddelde bedekkingen zou daarom weinig zinvol zijn. De bedekkingsgegevens beantwoorden, ook na transformatie, niet aan de voorwaarden voor een parametrische gepaarde t-test, waardoor de vergelijking gebeurde met de niet-parametrische

[16] De laatste geit in het gebied stierf in de winter van 2003, waarna enkel nog begraasd werd door schapen.

Wilcoxon's signed-ranks test (Sokal & Rohlf, 1995). In totaal betreft het 44 opnamen die zowel in 2001 als 2003 opgenomen werden. In 2001 gebeurden de opnamen in dit gebied tussen 17 juli en 31 juli, in 2003 tussen 17 juli en 13 augustus, waardoor de data qua seizoenale ontwikkelingstoestand vergelijkbaar zijn. De analyse is bedoeld om trends aan te geven. In tabel 11.7 staan de belangrijkste analyseresultaten weergegeven. Alleen die soorten werden geanalyseerd die voldoende frequent aanwezig zijn in de opnamen om een statistische analyse toe te laten en die tot de belangrijkere, vegetatiebepalende soorten behoren.

11.5.1 Aantal soorten per opname

Het aantal soorten (hogere planten, mossen en korstmossen) vertoont een stijgende trend onder schapen-/geitenbegrazing. Dit is een zeer uitgesproken trend, slechts in 2 op 40 opnamen is er een kleine afname met 2 soorten vastgesteld. De grootste aantalstijging bedraagt 14 soorten, maar stijgingen met 5 tot 9 soorten zijn de regel. Dit is sowieso spectaculair te noemen en staat in schril contrast met de bij alle algemene bedekkingsindicatoren vastgestelde afname. Mogelijk reden vor deze soortentoename is dat de begrazing open ruimte creëert in de vegetatie, waardoor soorten zich makkelijker kunnen vestigen.

11.5.2 Algemene bedekkingsindicatoren

Alle algemene bedekkingsindicatoren vertonen een afname. Alleen qua zogenaamde lage grasbedekking (i.e. Σ (bedekking van de laagblijvende grasachtigen); het betreft hier met name struisgras, zandzegge, ruige zegge, rood zwenkgras, gestreepte witbol, gewone veldbies, veldbeemdgras) is geen trend vast te stellen. Het betreft hier merendeels door grote grazers geprefereerde, voedzamere grasachtigen, die snelle hergroei na afgrazen vertonen. De totale bedekking vertoont een dalende trend, evenals de som van de bedekkingen van alle soorten, de som van de bedekkingen van alle grasachtigen samen, de som van de bedekkingen van de hoog uitgroeiende, veel strooisel accumulerende, ruige grasachtigen (riet, helm, strandkweek/kweek, gewoon struisriet), de som van bedekkingen van de kruidachtigen en de som van de bedekkingen van de mossen.
De meest spectaculaire afnemende trend vertoont de strooiselbedekking; met zeer spectaculaire bedekkingsdalingen tot 98% lijkt het echter waarschijnlijk dat behalve een begrazingseffect, hiervoor ook een verschil in interpretatie van het begrip strooisel tussen de respectievelijke onderzoekers verantwoordelijk is. De vrijwel constante afname van veel strooisel producerende ruige grassen is nochtans een goede indicator dat bij de afnemende trend in strooiselbedekking wel degelijk ook sprake is van een begrazingseffect.

11.5.3 Voorkomen en bedekking van individuele soorten

De meeste soorten vertonen een dalende trend qua bedekking (zie tabel 2.9), enkel struisgras, akkerhoornbloem, gewone rolklaver en veldbeemdgras vertonen een significant stijgende trend. Met uitzondering van gewoon struisriet, verschijnen anderzijds vrijwel alle onderzochte soorten vaker nieuw in het proefvlak dan dat ze verdwijnen. Dit is compatibel met de eerder vastgestelde algemene stijgende trend in soortenrijkdom.

Tabel 11.7 – Veranderingen in vegetatiekenmerken tussen 2001 (opnamen Birgit De Fré) en 2003 (opnamen Nele Hardies) in de door schapen en geiten begraasde, niet door herstelwerken beïnvloede duingedeelten (zowel geëgaliseerde duinen als duinen met natuurlijk reliëf).
n= aantal paarsgewijs met elkaar vergeleken opnamen; verdwenen: soorten die verdwenen in 2003 in vergelijking met dezelfde plot in 2001; gebleven: soorten die zowel in 2001 en 2003 in dezelfde plot aanwezig waren; verschenen: soorten die wel in 2003 en niet in 2001 in dezelfde plot aanwezig waren; n_2= aantal opnamen waarvoor een Wilcoxon test kon worden toegepast: Wilcoxon: Wilcoxon's signed ranks test voor twee groepen, gerangschikt als gepaarde observaties (Sokal & Rohlf, 1995); p= de kans dat we de conclusie getrokken uit de Wilcoxon's test ten onrechte aannemen; toename: de waarde van

de variabele was in 2003 hoger dan in 2001; afname: de waarde van de variabele was in 2003 lager dan in 2001; (...): trend niet significant (zie p).

	n	verdwenen	gebleven	verschenen	n_2	Wilcoxon	p<	opm.
aantal soorten	44	nvt	nvt	nvt	40	toename	0,005	
totale bedekking (%)	44	nvt	nvt	nvt	31	afname	0,005	
bedekking moslaag (%)	44	nvt	nvt	nvt	29	afname	0,005	
bedekking strooisellaag (%)	44	nvt	nvt	nvt	39	afname	0,005	
som van de bedekkingen	44	nvt	nvt	nvt	43	afname	0,005	
som van de grasbedekkingen	44	nvt	nvt	nvt	43	afname	0,005	
som van de ruw grasbedekkingen	44	nvt	nvt	nvt	38	afname	0,005	
som van de kruidenbedekkingen	44	nvt	nvt	nvt	43	afname	0,005	
som van de laag grasbedekkingen	44	nvt	nvt	nvt	42	(afname)	ns	
Calamagrostis epigejos	13	3	10	0	13	afname	0,005	
Carex arenaria	41	1	32	8	38	afname	0,005	
Cirsium arvense	14	1	9	4	12	afname	0,01	- 1 uitbijter
Crepis capillaris	31	1	24	6	22	afname	0,05	
Elymus sp. (*athericus+repens*)	35	1	31	3	30	afname	0,005	
Festuca rubra s.l.	36	0	24	12	35	afname	0,01	
Galium verum	32	0	27	5	30	afname	0,005	
Homalothecium lutescens	30	3	27	0	34	afname	0,005	
Plantago lanceolata	21	3	16	2	14	afname	0,005	
Rubus caesius	25	0	21	4	24	afname	0,01	
Tortula ruralis ssp. *ruraliformis*	20	3	14	3	20	afname	0,05	
Erodium spp.	23	4	15	4	19	(afname)	ns	
Senecio jacobaea	38	2	25	11	27	(afname)	ns	
Agrsotis sp.(*capillaris+stolonifera*)	23	0	1	22	22	toename	0,005	
Cerastium arvense	25	1	10	14	20	toename	0,05	
Lotus corniculatus ssp. *corniculatus*	19	1	9	9	13	toename	0,005	- 2 uitbijters
Poa pratensis	35	2	23	10	30	toename	0,005	

11.6 Evolutie in de bedekking van een aantal sleutelsoorten 2003 → 2004 in de door herstelwerken beïnvloede terreingedeelten.

Om een eerste indruk te krijgen van eventuele evoluties in verdwijnen en verschijnen van soorten en trends in bedekkingskenmerken in de nieuw gecreëerde, luw intertidale en supratidale gebieden worden de waarnemingen van twee opeenvolgende jaren vergeleken, met name deze van 2003 en 2004. Hiervoor is gekozen omdat pas in die twee perioden grote oppervlakten van die gebieden werden bemonsterd (met name t.h.v. de verlengde transecten 2, 3, 4 en 5 en de nieuwe transecten 12 en 13). De opnamen van 2004 (n=105), waarvan 69 in door herstelwerken beïnvloede terreingedeelten, werden verder niet gebruikt voor de algemene vegetatieanalyse. Hier gaat het zo mogelijk om nog uiteenlopender vegetatietypen dan in hs. 11.5 (met name type 2, 3, 6, 8-12 en 15, met vooral 2: Salicornietum brachystachyae, 3: Suaedetum maritimae, 6: Chenopodietum rubri, 8: Atriplicetum littoralis, 10: Ammophiletum arenarii, 11: Bromo-Corispermetum en 12: Echio-Verbascetum). Vandaar dat hier dezelfde benadering werd gevolgd als voor de begraasde terreinen (zie 11.5) met

eenvoudige weergave van aantal verdwijningen en verschijningen per sleutelsoort en een gepaarde Wilcoxon rank test voor het identificeren van een eventuele trend in bedekking (tabel 11.8).

Tabel 11.8 - Veranderingen in vegetatiekenmerken tussen 2003 (opnamen Nele Hardies) en 2004 in de door de herstelwerken beïnvloede terreingedeelten (met schapenbegrazing sedert medio 2004). Het betreft zowel luw intertidale gebieden als supratidale, opgehoogde zandige dijken en zandige dijken met helmbeplanting. Als grens voor inter-supratidaal werd een overstromingsfrequentie van 1% aangehouden.

	n	verdwijnen	blijven	verschijnen	n_2	Wilcoxon	p <
# soorten	69	nvt	nvt	nvt	58	toename	0,005
totale bedekking (%)	69	nvt	nvt	nvt	60	toename	0,005
intertidale terreingedeelten (slibrijk tot zandig)							
aantal soorten	43	nvt	nvt	nvt	32	toename	0,05
totale bedekking (%)	43	nvt	nvt	nvt	36	toename	0,005
Suaeda maritima	40	6	26	8	36	toename	0,005
Spergularia marina+maritima	12	0	2	10	11	toename	0,005
Limonium vulgare	7	0	1	6	6	toename	0,05
Elymus athericus	18	0	12	6	13	toename	0,05
Puccinellia maritima	5	1	0	4	5	(toename)	ns
Salicornia europaea+procumbens	37	20	16	1	27	afname	0,005
Chenopodium rubrum	19	15	2	2	17	afname	0,05
Salsola kali ssp. kali	13	5	8	0	11	afname	0,05
Atriplex littoralis	15	10	3	2	15	afname	0,005
Atriplex prostrata	14	10	4	0	13	afname	0,005
supratidale terreingedeelten (zand)							
aantal soorten	26	nvt	nvt	nvt	26	toename	0,005
totale bedekking (%)	26	nvt	nvt	nvt	24	toename	0,005
Trifolium repens	15	2	2	11	13	toename	0,01
Tortula ruralis ssp. *ruraliformis*	8	0	1	7	8	toename	0,005
Ammophila arenaria	11	0	10	1	10	toename	0,005
Festuca rubra	12	0	4	8	11	(toename)	ns
Medicago lupulina	16	4	3	9	13	(toename)	ns
Poa annua	17	2	9	6	8	(toename)	ns
Trifolium campestris	9	3	0	6	8	(toename)	ns
Cirsium arvense	22	5	12	5	17	(afname)	ns
Diplotaxis tenuifolia	19	3	12	4	14	(afname)	ns

11.6.1 Intertidaal

In de intertidale gebieden neemt zowel het aantal soorten per opname als de totale bedekking significant toe. Het betreft hier voornamelijk open, door zeekraal spp. of klein schorrenkruid gedomineerde pioniersgemeenschappen (Thero-Salicornion). De belangrijkste eerste pioniers van slik, *Salicornia procumbens* en *S. europaea*, gaan in 2004 reeds achteruit in bedekking ten opzichte van 2003. Het taxon verdwijnt ook reeds in een belangrijk aantal opnamen. Dit kan een tijdelijk fenomeen zijn, te wijten aan zaadbankbeperkingen of lokale abiotische omstandigheden. Competitie lijkt, gelet op de lage bedekkingsgraad van potentiële concurrenten weinig betekenis te hebben.
Volledig conform de literatuur, blijkt anderzijds zeekraal sterker dan klein schorrenkruid gebonden aan slibrijkere omstandigheden (zie tabel 11.9). Bij een ordinale indeling van het substraat van de proefvlakken in 2004 in de categoriën slib, slibrijk zand, (slibrijk) zand en zand en een sedimentatiegraad van onbestaande (0) tot zeer sterke slibaccumulatie (+++, te oordelen aan de dikte van de sliblaag op het zandige uitgangsmateriaal) blijkt *Salicornia procumbens* de meest uitgesproken

voorkeur voor de eerste klasse en de hoogste sedimentatiegraad te vertonen, direct gevolgd door *S. europaea*. Klein schorrenkruid treedt vooral op de voorgrond op slibrijk zand tot (slibrijk) zand en bij een beperkte sedimentatiegraad. Beide Schijnspurrie spp. lijken zich ook licht te differentiëren in een slibminnender (Gerande schijnspurrie) en een minder slibminnender soort (Zilte schijnspurrie). Belangrijkste, zij het nog zeer sporadische waarneming is de vestiging van overblijvende schorsoorten, met name lamsoor en gewoon kweldergras, maar ook al strandkweek, een laatsuccessieve schorplant.

De vegetaties van zandig substraat zonder noemenswaardige sedimentatie, die worden bepaald door met name strandmelde, Spiesbladmelde, stekend loogkruid en Rode ganzenvoet gaan achteruit.

Tabel 11.9 – Procentueel aantal opnamen waarin de betreffende soort voorkomt per textuur- en slibaccumulatieklasse. Gebaseerd op een ordinale veldschatting van de textuur en de mate van slibaccumulatie in de intertidale opnamen van 2004, waarin een of meerder van onderstaande soorten voorkwam. 0: geen slibaccumulatie → +++: zeer sterke slibaccumulatie.

textuur	zand	vrij slibrijk zand	slibrijk zand	slib	
aantal proefvlakken	16	4	23	17	
Salicornia procumbens	0,0	0,0	39,1	47,1	
Salicornia europaea	6,3	100,0	95,7	94,1	
Suaeda maritima	25,0	100,0	91,3	58,8	
Spergularia marina	6,3	50,0	26,1	23,5	
Spergularia maritima	0,0	0,0	8,7	29,4	
slibaccumulatie	0	±	+	++	+++
aantal proefvlakken	17	6	29	7	1
Salicornia procumbens	0,0	0,0	37,9	71,4	100,0
Salicornia europaea	52,9	100,0	93,1	100,0	100,0
Suaeda maritima	88,2	100,0	86,2	42,9	0,0
Spergularia marina	17,6	33,3	31,0	14,3	0,0
Spergularia maritima	11,8	16,7	20,7	0,0	0,0

11.6.2 Supratidaal

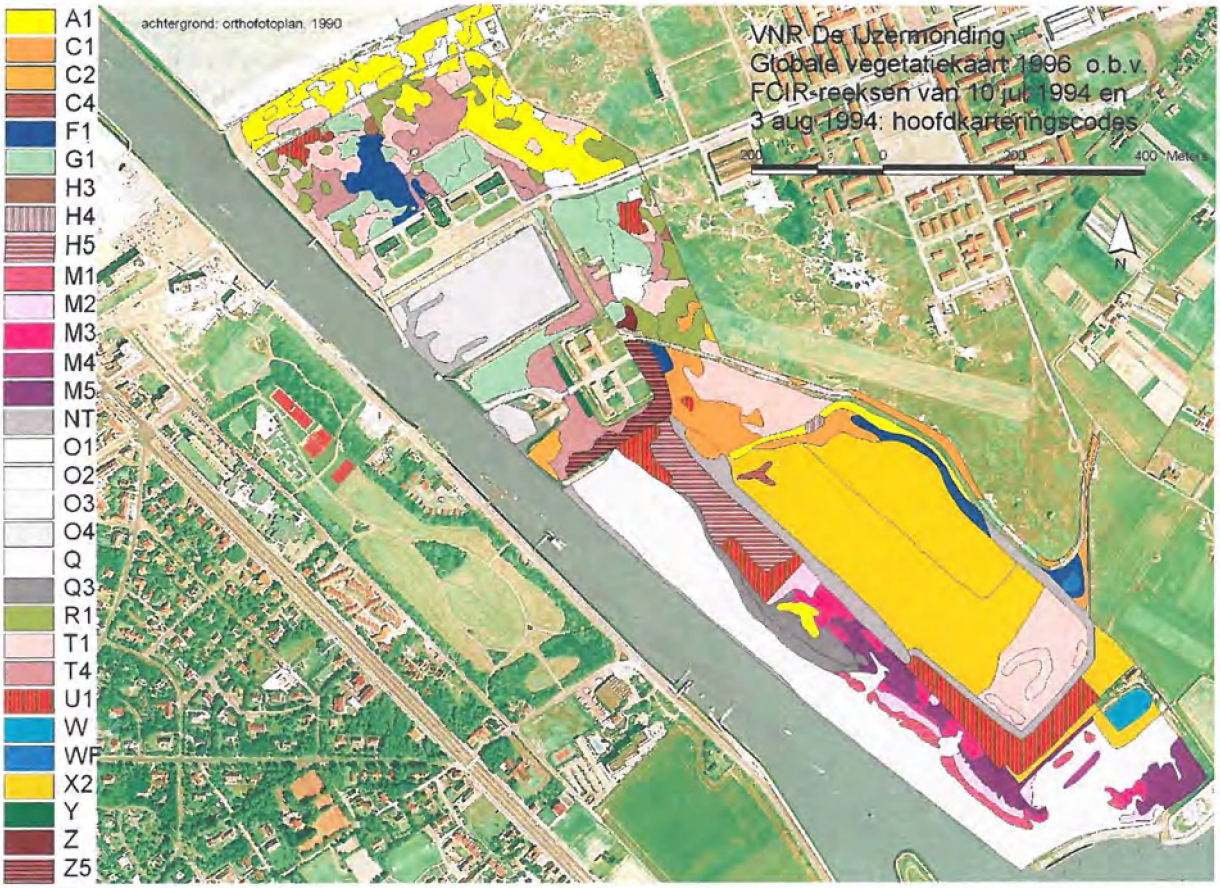
In de supratidale, zandige terreingedeelten wordt zowel een stijgende trend in de soortenrijkdom vastgesteld als een toenemende bedekking. Deze laatste is vooral te danken aan de uitgroei van de aangeplante helmpollen. Verder valt vooral de vestiging van een aantal graslandsoorten op, met soorten als witte klaver, liggende klaver en rood zwenkgras s.l. (vooral Duinzwenkgras).

11.7 Vegetatiekarteringen

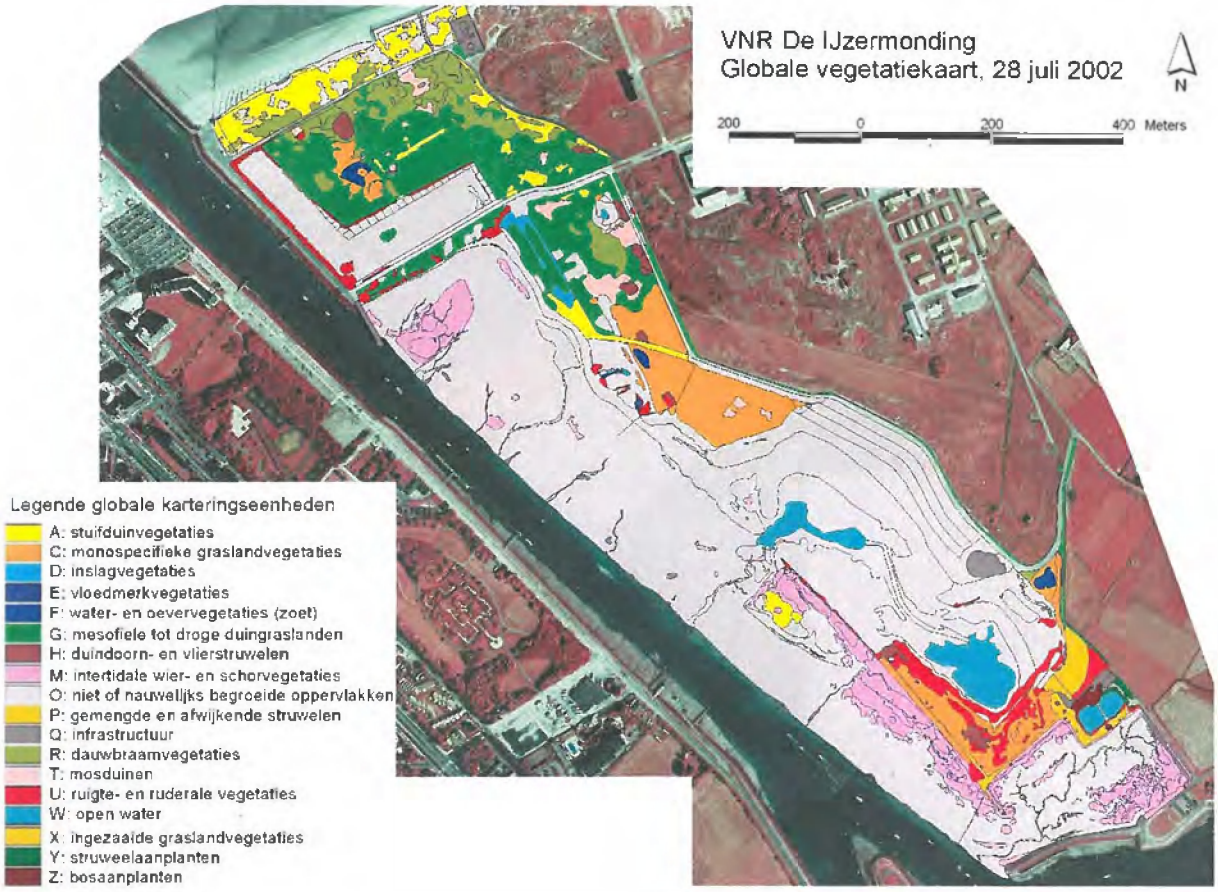
11.7.1 Karteringseenheden

Tijdens de monitoringperiode werden op basis van FCIR luchtfotoreeksen van 28 juli 2002 en 29 juli 2004 twee vegetatiekarteringen uitgevoerd, waarbij de karteringscodes van Leten en Provoost werden gebruikt. In tabel 11.10 wordt een overzicht gegeven van de enkelvoudige karteercodes die werden toegekend tijdens beide karteringen en tijdens de kartering van 1996 (Hoffmann et al, 1996). Karteercodes konden gecombineerd worden tot op vier codes, waarbij de eerste code het belangrijkste onderdeel van de karteereenheid uitmaakt en de laatste de minst belangrijke. Voor de volledigheid worden de omschrijvingen van de karteercodes toegevoegd. Daarnaast werden enkele nieuwe codes ingevoerd in geval duidelijk afwijkende of moeilijk in het bestaande systeem te klasseren vegetaties werden vastgesteld. De vegetatiekaarten worden op zes manieren weergegeven. eerst wordt een zeer globaliserende vegetatiekaart gegeven waarin de hoofdkarteercode (structurele code) een aparte

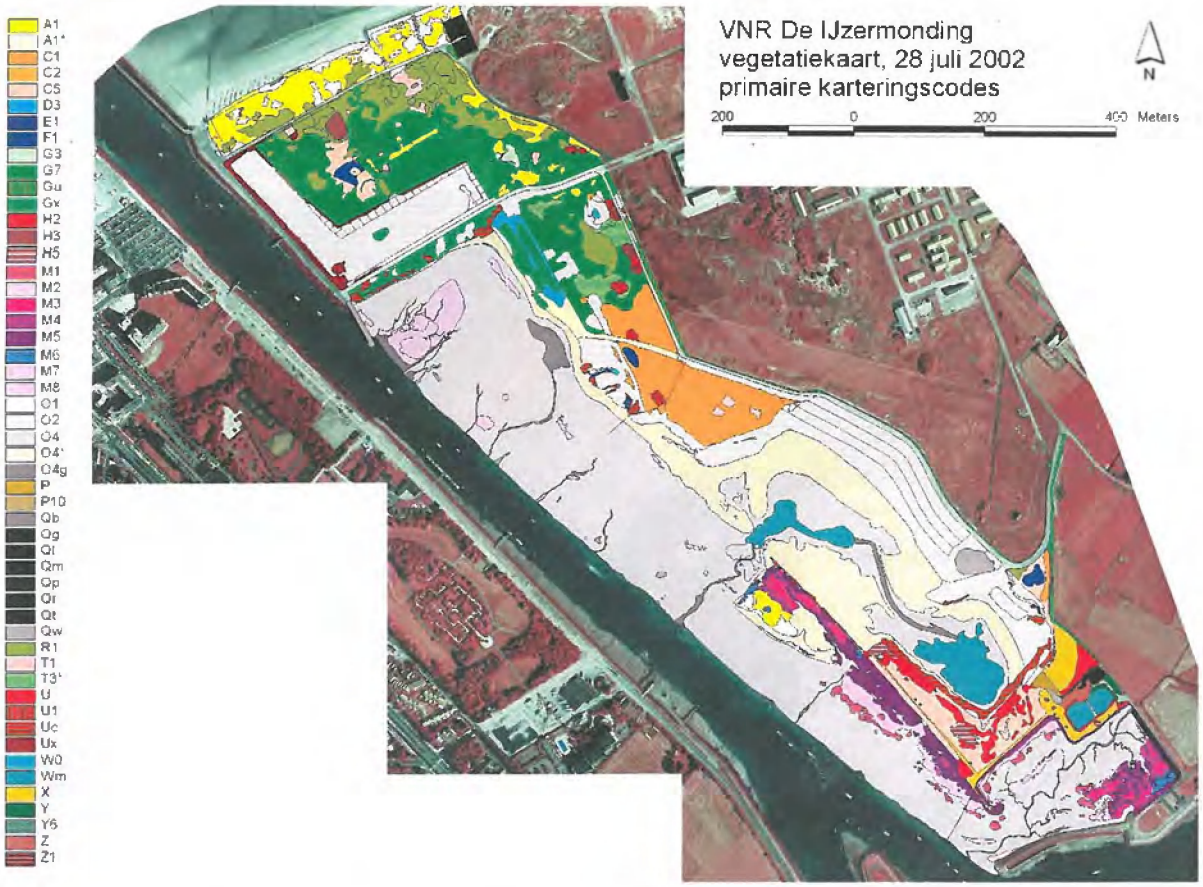
arcering krijgt. Daarna wordt een kaart weergegeven met de primaire karteercode, waarna respectievelijk een kaart met enkel de tweede, de derde en de vierde karteercode wordt weergegeven. Aangezien aan steeds minder karteereenheden een twee, derde, respectievelijk vierde karteercode werd toegekend, worden deze opeenvolgende kaarten steeds minder ingekleurd. Figuur 11.45-11.49 geeft de kartering weer van de situatie op 28 juli 2002, figuur 11.50-11.54 geeft de situatie weer op 29 juli 2004. Ze worden voorafgegaan door de vegetatiekartering van 1996, die beschouwd wordt als de uitgangssituatie (fig. 11.44; op basis van Hoffmann et al, 1996).



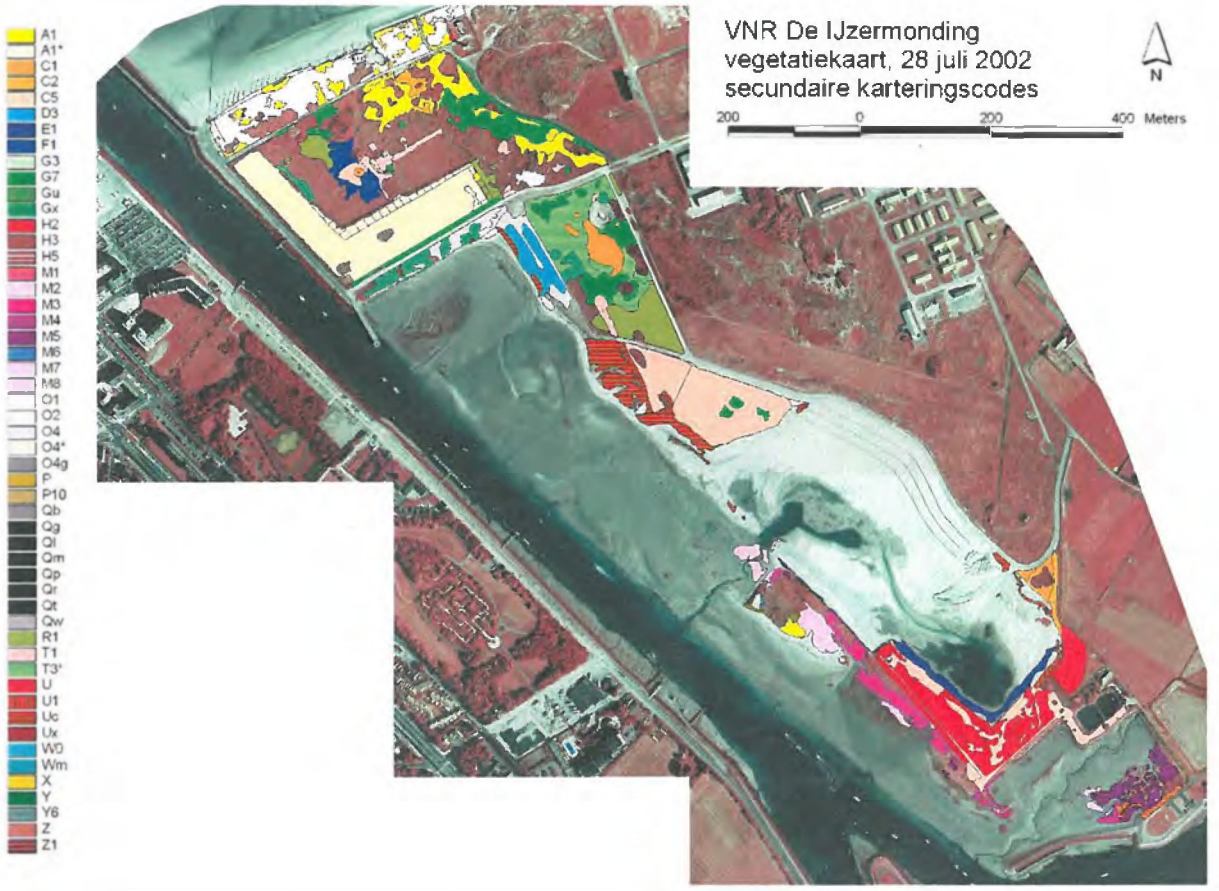
Figuur 11.44 – VNR de IJzermonding, globale vegetatiekaart 1996, op basis van FCIR-reeksen van 10 juli 1994 en 3 augustus 1994; enkele hoofdkarteringscodes zijn weergegeven Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 3.2 in A3-formaat.



Figuur 11.45 – VNR De IJzermonding, globale vegetatiekaart op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.45 in A3-formaat.



Figuur 11.46 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van primaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.46 in A3-formaat.



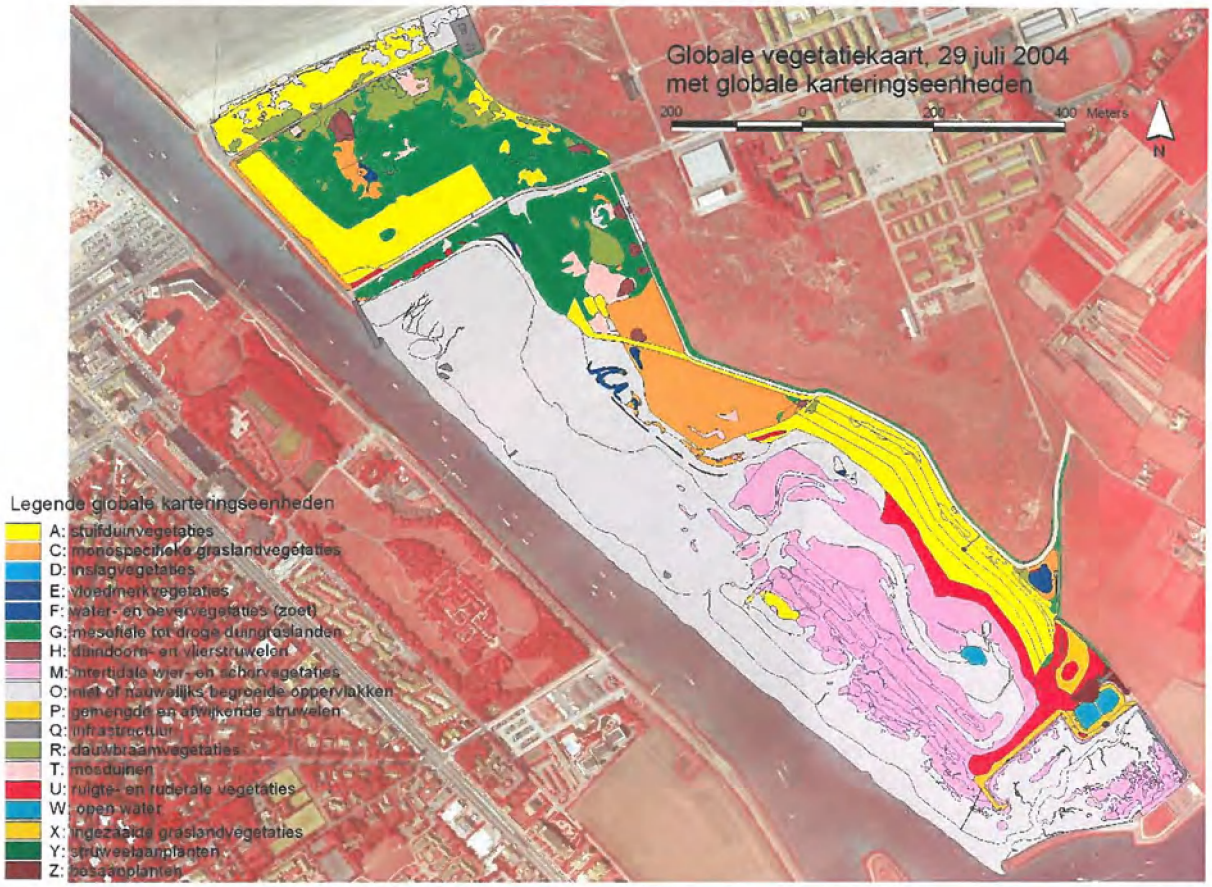
Figuur 11.47 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van secundaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.47 in A3-formaat.



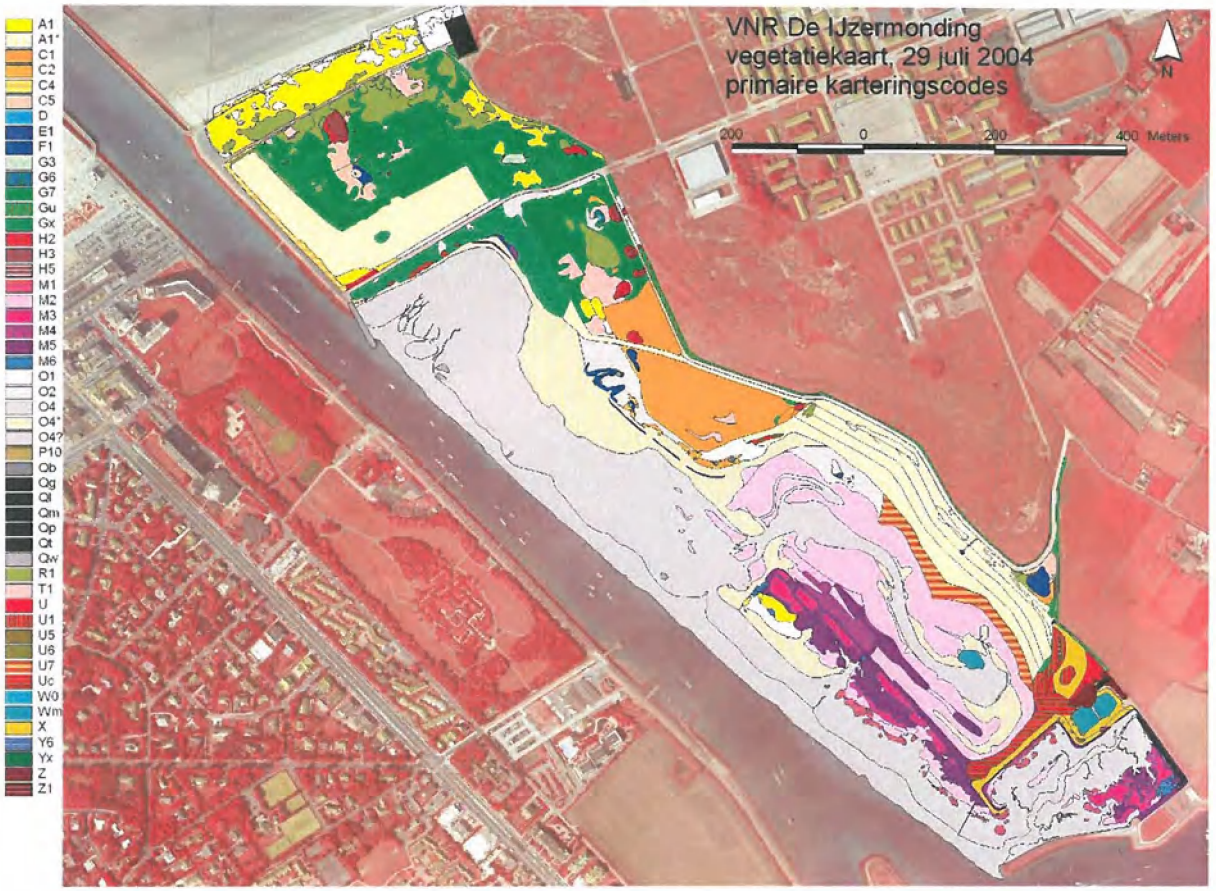
Figuur 11.48 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van tertiaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.48 in A3-formaat.



Figuur 11.49 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van quaternaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.49 in A3-formaat.



Figuur 11.50 – VNR De IJzermonding, globale vegetatiekaart op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.50 in A3-formaat.



Figuur 11.51 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van primaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.51 in A3-formaat.



Figuur 11.52 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van secundaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.52 in A3-formaat.



Figuur 11.53 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van tertiaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.53 in A3-formaat.



Figuur 11.54 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van quaternaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.54 in A3-formaat.

Tabel 11.10 – Overzicht van de karteercodes, die werden toegekend aan de vegetatie tijdens de drie vegetatiekarteringen (1996, 2002, 2004) in het VNR De IJzermonding. De omschrijving stemt grotendeels overeen met Leten & Provoost ('Vegetatiecode kustecosystemen, versie 20.03.1997'; enkel digitaal beschikbaar en nog in ontwikkeling). Uit de oorspronkelijke omschrijving zijn de soorten die niet werden waargenomen in de IJzermonding tussen haakjes geplaatst en in de IJzermonding vrij opvallende soorten zijn toegevoegd. In rood zijn karteringseenheden toegevoegd die onderscheiden werden tijdens de kartering in 1996 (Hoffmann et al, 1996), maar in 2002 noch 2004 aangetroffen werden of anders gedefinieerd werden binnen het studiegebied. Ten behoeve van de evaluatie wordt tevens de meest met de karteringseenheid overeenstemmende habitatrichtlijneenheid weergegeven (voor de omschrijving van de codes, zie tabel 4.1). Tussen haakjes geeft aan dat deze code dichtbij de betreffende habitat staat maar er slechts een klein deel van uitmaakt of de habitat slechts benadert.

karteringscode	habitat	omschrijving
A	**2120**	**Stuifduinvegetaties, gedomineerd door rhizoomgeofytische graminoïden, zoals *Ammophila arenaria, Festuca juncifolia, Elymus farctus* ssp. *boreoatlanticus, Carex arenaria*, ...**
A1	2120	*Ammophila arenaria* dominant, in geval van de IJzermonding met verspreid groeiende *Euphorbia paralias*
A1*	(2120)	*Ammophila arenaria*, recent aangeplant, veelal begeleid door zeer verspreidstaande ruderalen
A3		*Carex arenaria* dominant
C	-	**Vervilte(nde) monospecifieke graslandvegetaties ('steppes')**
C1	-	*Calamagrostis epigejos* dominant
C2	-	*Carex arenaria* dominant
C4	-	*Elymus* spp. (*E. athericus, E. repens*, ...) dominant (buiten het intertidaal, zie M5)
C5	-	*Arrhenatherum elatius* dominant
D	**(2130)**	**Inslagvegetaties van lage kortlevende soorten**
D3	2130	hapaxanten van kalkrijke, thermofiele, subruderale duinen met ondermeer *Bromus thominei, Silene conica, Vulpia ambigua, Trifolium scabrum, T. striatum, Medicago minima* (*Poa bulbosa, B. tectorum, B. diandrus/rigidus, Apera interrupta, Valerianella* spp., *Vulpia pyramidata, V. fasciculata, Plantago arenaria, Aphanes* cf. *inexpectata, Allium vineale)*
E	**2120**	**Vloedmerkvegetaties en biestarwegrasduinen**
E1	2120	Vloedmerkvegetaties opgebouwd uit één- en tweejarigen, ondermeer *Cakile maritima, Atriplex littoralis, Beta vulgaris* ssp. *maritima* en *Salsola kali*
F	-	**Oever- en andere helofytenvegetaties**
F1	-	*Phragmites australis* dominant
F5	-	*Glyceria maxima* dominant
G	**2130**	**Halfnatuurlijke mesofiele tot droge duingraslanden**
G1	2130	mesofiel 'basisduingrasland' van min of meer kalkrijke duinen, met *Galium mollugo, Avenula pubescens, Achillea millefolium, Veronica chamaedrys, Plantago lanceolata, Pimpinella saxifraga*, ... verder ook soorten van G_7
G3	2130	klassiek mesofiel tot droog duinkalkgrasland, met, *Thymus pulegioides, Asperula cynanchica*, en veel van de lager blijvende soorten van G1... *(Helianthemum nummularium, Thesium humifusum, Silene nutans, Briza media, Cirsium acaule, Potentilla neumanniana)*
G6	-	natte intensief beweide pannen en oevers van veedrinkputten, met *Agrostis stolonifera Eleocharis* spp., ... , meestal ook in combinatie met soorten van voedselrijkere graslanden (X_3) *(Hydrocotyle vulgaris, Triglochin palustris,*

karteringscode	habitat	omschrijving
		Potentilla anserina, Apium repens, Alopecurus geniculatus, Carex spp., *Leontodon autumnalis, Glyceria* spp.)
G7	(2130)	droog 'basisduingrasland' van de min of meer kalkrijke duinen, met *Galium verum, Ononis repens, Vicia lathyroides, Festuca rubra* s.l., *Poa pratensis, Carex arenaria (Orobanche caryophyllacea), ...*
Gu	-	Open grazige bermen met elementen van G7 (niet nader gespecificeerd)
Gx	-	Pioniergrasland met *Agrostis stolonifera* en *Festuca rubra* en elementen van D3
H	**2160**	**Struweel met dominantie van *Hippophae rhamnoides* of *Sambucus nigra***
H2	2160	*Hippophae rhamnoides*, jong en agressief, tot 1m hoog, nog net doordringbaar
H3	2160	*Hippophae rhamnoides*, rijp en vitaal, minder dan manshoog, eventueel met *Sambucus nigra*
H4	2160	*Hippophae rhamnoides*, rijp en vitaal, meer dan manshoog, eventueel + *Sambucus nigra*
H5	-	*Sambucus nigra* individuen of –struwelen
M	**1130**	**Schorren**
M1	1320	*Spartina townsendii* dominant
M2	1310	*Salicornia* spp. en/of *Suaeda maritima* (co-)dominant
M3	1330	Lage schorrevegetatie met *Limonium vulgare, Puccinellia maritima, Halimione portulacoides, Aster tripolium*
M4	1330	Hoge schorrevegetatie van het zout-zoetcontactmilieu met *Parapholis strigosa, Juncus gerardii, Glaux maritima, Artemisia maritima* (*Armeria maritima*)
M5	1330	Hoge schor- en oeverwalvegetatie met dominante van *Elymus athericus*
M6	-	Schorvegetatie met dominantie van *Phragmites australis*
M7	1140	Slikbegroeiing met diatomeeën (diatomeeënfilm)
M8	1140	Slikbegroeiing met *Vaucheria* sp(p). (nopjeswiermatten)
O	**-**	**Niet of nauwelijks begroeide oppervlakken (uitgezonderd akkers en urbane zones)**
O1	2120	Kaal stuifduin, windkuil
O2	(2120)	Kunstmatig vegetatieloos oppervlak t.g.v. recreatie, betreding, aanvoer of vergraven van zand (in het geval van de IJzermonding grotendeels t.g.v. de herstelwerken)
O3	1140	strand
O4	1140	Onbegroeide slikke
O4*	1140	Onbegroeide zandige slikke
O4g	1140	Onbegroeide slikgeulen
P	**-**	**Gemengde en afwijkende struwelen**
P10	-	Individuen of kleine struweeltjes van *Lycium barbatum*
Q	**-**	**Urbane oppervlakken en infrastructuur**
Q3= Qb+Qg	-	Allerhande gebouwen
Qb	-	Bunker
Qg	-	Gebouw
Ql	-	Loop (restanten van oorlogsinfrastructuur)
Qm	-	Muren (in geval van de IJzermonding dijkglooiing t.h.v. de Halvemaandijk)
Qp	-	Pijpleiding
Qr	-	Afrastering
Qt	-	Tijdelijk gebouw (vogelkijkhut, bouwkeet, ...)
Qw	-	Scheepswrak, zinkstukken, e.d. op O4

karteringscode	habitat	omschrijving
R	-	dauwbraamvegetaties en droge kalkminnende zoomvegetaties
R1	-	*Rubus caesius* als structuurvormend element
T	**2130**	**Mosduinen**
T1	2130	Jonge, dynamische fase in kalkrijke duinen, met vooral *Tortula ruralis* var. *ruraliformis* en/of *Brachythecium albicans* en een vrij open structuur
T3*	2130	fase van meer gestabiliseerde en/of beschutte duinen, met *Homalothecium lutescens*, optimaal in oppervlakkig nog niet ontkalkte duinen
T4	2130	lichenenfase van kalkrijke duinen (vnl. *Cladonia furcata, C. pyxidata* s.l., *C. rangiformis*,...), in geval van de IJzermonding vooral *C. furcata*
Tx	-	jonge, veelal aangelegde zandoppervlakken met pionierende acrocarpe mossen als *Ceratodon purpureus* en verschillende *Bryum* soorten
U	-	**(nitrofiele) ruigten en zomen, veelal samengesteld uit meerjarige soorten, al dan niet begeleid door een- of tweejarige ruderalen**
U1	-	Hemicryptofyten van vochtige tot droge nitrofiele ruigten met bv. *Urtica dioica* (belangrijkste dominant in IJzermonding), *Glechoma hederacea, Lamium album, Artemisia vulgaris*, (*Saponaria officinalis*)
U5	-	Ruigtevegetaties van droge omstandigheden met *Senecio jacobaea, Oenothera* spp., *Diplotaxis tenuifolia*
U6	-	Natte ruigte met bv. (*Eupatorium cannabinum, Epilobium hirsutum*)
U7	-	Open vegetaties met verspreid staande ruderalen en ruigtekruiden, met bv. *Diplotaxis tenuifolia, Erigeron canadensis, Matricaria maritima* ssp. *inodora, Sonchus arvensis*, in de IJzermonding vaak met elementen van E1
Uc	-	Ruigte gedomineerd door *Cirsium arvense*, verder vooral met elementen van U1
Ux	-	Niet nader gespecificeerde ruderale, veelal tijdelijke vegetatie, bestaand dankzij recente verstoringen
W	-	**Watervegetaties**
W0	-	Open zoet oppervlaktewater
WF	-	Open zoet oppervlaktewater met riet
Wm	1130	Open zout oppervlaktewater
X	-	**Sterk bemeste of ingezaaide graslandvegetaties; in het geval van de IJzermonding betreft het de padvegetaties op dijklichamen en ingezaaide graslanden rond het (inmiddels voormalige) 'Mosselkot'**
X2	-	soortenarm (matig) droog grasland met genivelleerd (duin)reliëf
Y	-	**Struweelaanplant**
Y6	-	*Sarothamnus scoparius*
Yx	-	Windschermen van dode takken en twijgen (veelal *Salix* en *Populus*)
Z	-	**Loofhoutaanplant**
Z1	-	*Populus* X *canadensis*
Z5	-	*Populus alba, P. canescens*
spec	-	Aanvullende soortkarteringen
Artmar	1330	*Artemisia maritima*
Datstr	-	*Datura stramonium* populatie
Onoaca	-	*Onopordum acanthium* populatie

11.7.2 Veranderingen tussen 1996 en 2002

Het is evident dat de grootschalige herstelwerken enorme veranderingen teweeg brachten op de locaties waar deze werken werden uitgevoerd. Deze wijzigingen worden globaal weergegeven in tabel

11.11. Deze tabel is gebaseerd op een overlay binnen ArcView, waarbij de door herstelwerken "bewerkte" oppervlakken werden afgetrokken van de in 1996 gekarteerde eenheden. Uiteraard zijn deze bij de grootschalige werken (afbraak, afgraving, ophoging, enz.) verdwenen en vervangen door meestal compleet andere karteringseenheden. Meest opvallend zijn:

- het verwijderen van infrastructuur (Q3: gebouwen, muren, wegenis, e.d.);
- het verdwijnen van bosaanplanten (Z5) en van spontane vlierstruwelen (H5) en ruigtevegetaties (U1-type met *Urtica dioica* dominantie) op opgespoten kleirijk terrein;
- het verdwijnen van soortenarm droog grasland (X2), mesofiel duingrasland (G1) en mosduinen van het T1- en T4-type op zandige opgespoten terreinen rond de scheepshelling;
- het begraven van mosduinen van het T1-type en dauwbraamstruweel onder het door ophoging gecreëerde, noord-zuid georiënteerd deel van het lage duin in het noordelijk begrazingsblok;
- het verdwijnen van riet- en helmvegetatie, die voorkwamen op de afgegraven oostelijke zanddijk;
- en tenslotte het verdwijnen van *Urtica*-ruigte door de aanleg van een drinkpoel in de noordoostelijke hoek van het zuidelijk begrazingsblok aan het eind van monitoringtransect 9.

Tabel 11.11 - Oppervlakte in m² van karteringseenheden binnen de grenzen van het studiegebied voordat de herstelwerken werden uitgevoerd (op basis van de vegetatiekartering in Hoffmann et al. (1996)) en het deel daarvan dat werd verwijderd ten gevolge van de herstelwerken. Het is evenwel mogelijk dat hetgeen dat gebleven is inmiddels geëvolueerd is naar een andere vegetatietype en daarom in 2002/2004 anders gekarteerd is geworden. Hc: habitatrichtlijncode.

type	hcode	Omschrijving	Opp. 1994	Verwijderd (1999-03)	Gebleven (na 2003)	Gebleven (%)
A1	2120	Stuifduinvegetatie met dominantie van helm	41241	4460	36781	89,2
C1	-	Vervilt grasland met dominantie van gewoon struisriet	20872	6971	13901	66,6
C2	-	Vervilt grasland met dominantie van zandzegge	1887	1887	0	0,0
C4	-	Vervilt grasland met dominantie van (strand)kweek	778	778	0	0,0
F1	-	Oevervegetatie met dominantie van riet	12599	4864	7735	61,4
G1	2130	Mesofiel basisduingrasland van min of meer kalkrijke duinen	31707	10072	21635	68,2
H3	2160	Rijp en vitaal, minder dan manshoog duindoornstruweel	719	67	651	90,6
H4	2160	Rijp en vitaal, meer dan manshoog duindoornstruweel	509	498	11	2,2
H5	2160	Vitaal vlierstruweel	14171	13356	815	5,8
M1	1320	Slijkgrasvegetatie	5175	0	5175	100,0
M2	1310	zeekraal-schorrenkruidvegetatie	7450	580	6870	92,2
M3	1330	Laag schor met lamsoor ,gewoon kweldergras en Zulte	8404	0	8404	100,0
M4	1330	Hoog schor met Dunstaart, Melkkruid en Zilte rus	714	0	714	100,0
M5	1330	Hoog schor met dominantie van strandkweek	16401	0	16401	100,0
N.T.	-	Niet opgenomen (dijklichaam, ijzer, polder)	28411	11085	17326	61,0
O1	2120	Stuifduin of stuifkuil	11019	415	10603	96,2
O2	(2120)	Kunstmatige vegetatieloze structuren (paden, afgegraven duinen, ...)	864	0	864	100,0
O3	1140	strand	96385	546	95839	99,4
O4	1140	Slik soms met verspreide individuen van zeekraal, Schorrenkruid of Slijkgras	31090	3769	27321	87,9

type	hcode	Omschrijving	Opp. 1994	Verwijderd (1999-03)	Gebleven (na 2003)	Gebleven (%)
Q	-	Bebouwd oppervlak (incl. wegenis)	74470	64362	10108	13,6
R1	-	dauwbraamvegetatie (dauwbraam aspectbepalend)	19416	4710	14706	75,7
T1	2130	Mosduin, jonge, dynamische fase van de kalkrijke duinen met Duinsterretje	58028	24904	33124	57,1
T4	2130	Mosduin, lichenenfase van kalkrijke duinen met Gevorkt heidestaartje	28888	14392	14496	50,2
U1	-	Droge, nitrofiele ruigte met grote brandnetel, Hondsdraf, akkerdistel, ...	25094	8388	16706	66,6
W	-	Water(vegetatie)	2597	0	2597	100,0
WF	-	Water- en oevervegetatie	676	11	665	98,4
X2	-	Soortenarm, droog grasland met dominantie van Engels raaigras	101099	92139	8960	8,9
Y	-	Aanplant van struiken	813	813	0	0,0
Z	-	Loofbosaanplant	664	664	0	0,0
Z5	-	Loofbosaanplant van Grauwe abeel	7136	7136	0	0,0
		Totaal	**649276**	**276868**	**372414**	**57,4**

Er zijn echter ook wijzigingen vast te stellen die niet gekoppeld zijn aan de herstelwerken. Ze wijzen enerzijds op een normale successie in afwezigheid van beheer, maar anderzijds ook op de invloed van het sinds 1996 ingestelde seizoensgebonden graasbeheer met schapen. We wijzen er hierbij op dat de kartering van 2002 (en 2004) veel gedetailleerder is gebeurd dan in 1996.

Toe te schrijven aan successie in afwezigheid van beheer of juist zeer gerichte, lokale beheersmaateregelen is

- de toename van braamstruweel in de zeereepduinen (kwam daar in 1996 niet of veel minder voor);
- afname van mosduin (T1) ten voordele van *Calamagrostis epigejos* dominantie in de geëgaliseerde duinen tussen de monitoringstransecten 5 en 6;
- vestiging en uitbreiding van enkele duindoornstruwelen en omzetting van dauwbraamstruweel in *Calamagrostis*-steppe tussen monitoringtransecten 6 en 9;
- afname op de schorren van *Elymus athericus* gedomineerde schorvegetatie ten voordele van *Limonium vulgare* gedomineerde vegetaties, in belangrijke mate te danken aan lokaal plagbeheer.

Deels aan successie, mogelijk ook atmosferische N-depositie, maar ten dele ook te danken aan de schapenbegrazing zijn:

- de sterke afname van mosduin (T1 en T4) en open helmduin in het noordelijk begrazingsblok ten voordele van kort duingrasland (G7) en dauwbraamstruweel (R1);
- afname van rietvegetatie (F1) *Urtica*-ruigte (U1) in het noordelijk begrazingsblok;
- de omzetting van mesofiel, relatief hoog uitgroeiend G1-duingrasland in droog, en veel korter G7-duingrasland in het noordelijk begrazingsblok en het duingedeelte van het zuidelijk begrazingsblok tussen monitoringtransect 7 en de O-Wverbindingsweg;
- de omzetting van T1- en T4-mosduin (T4-mosduin werd in 2002 noch 2004 aangetroffen) in droog G7-duingrasland (door Matthias Hoys werd T3* niet onderkend) in het duingedeelte van het zuidelijk begrazingsblok.

11.7.3 Oppervlakte en oppervlakteveranderingen tussen 2002 en 2004

In tabel 11.12 wordt een inschatting gegeven van de veranderingen in oppervlakte tussen de situatie in 2002 en 2004 (zie 11.2.4 voor de gevolgde methode). Bij de vergelijkingen van de beide karteringen qua oppervlakten kunnen alleen grootschalige veranderingen als significant aanzien worden. Kleinere verschillen in totale oppervlakte tussen beide reeksen kunnen te wijten zijn aan

- de grofschaligheid van de fotoreeksen (met name de reeks van 2004);
- aan de onnauwkeurige afbakening op luchtfoto's van hoge structuren (hoog duin, struweel, bos), die een sterke schaduwwerking teweegbrengen;
- aan de moeilijke afbakening van discrete eenheden op het veld, waarbij de beslissing over de hiërarchische volgorde van de karteringseenheden niet altijd eenduidig te maken was en
- aan het slechts benaderend karakter van de oppervlakteberekening met vaste verdeelsleutel per karteringscode.

Gelet op het feit dat de uitgangssituatie (kartering 1996) door een andere observator werd vastgelegd is het onmogelijk om betrouwbare oppervlaktevergelijkingen door te voeren met de situatie in 2002 en 2004.

Tabel 11.12 – Globale schatting van de oppervlakte in m² per karteringscode in 2002 en 2004, voor uitleg over de berekeningsmethode, zie 11.2.4. De 'toename' is het verschil tussen de som van de oppervlakte voor de betreffende karteringscode tussen 2004 en 2002. Negatieve waarden wijzen op een achteruitgang. In vetjes/cursief staan de als significant en met de herstelwerken samenhangende veranderingen aangeduid. Hc: habitatrichtlijncode; +: toename; -: afname

code	hc	2004	2002	+ / -	code	hc	2004	2002	+ / -
A1	2120	23729	19711	4018	P	-	0	644	-644
A1*	(2120)	67218	11870	***55348***	P10	-	123	81	42
A3	-	130	0	130	Qh	-	280	258	22
C1	-	16659	13073	3586	Qg	-	391	1040	-648
C2	-	1339	976	363	Ql	-	81	300	-219
C4	-	2165	585	1580	Qm	-	767	615	152
C5	-	9188	18353	***-9165***	Qp	-	54	42	12
D3	2130	0	2334	***-2334***	Qr	-	0	10	-10
E1	2110	595	1484	-889	Qt	-	1654	1570	84
F1	-	3056	2721	335	Qw	-	1168	3628	-2461
F5	-	267	0	267	R1	-	19851	23670	***-3819***
G3	2130	540	700	-160	T1	2130	7833	4749	***3083***
G6	-	160	0	160	T3*	2130	4255	6420	-2165
G7	2130	62774	54238	***8537***	Tx	-	330	1742	-1413
Gu	-	3233	2713	520	U	-	3075	10215	***-7140***
Gx	-	12620	5671	***6949***	U1	-	2866	868	1998
H2	2160	2639	1684	955	U5	-	61	143	-82
H3	2160	927	1462	-536	U6	-	53	0	53
H5	2160	191	1367	***-1175***	U7	-	7633	489	***7144***
M1	1320	3135	2783	352	Uc	-	7631	7586	45
M2	1310	56540	9597	***46942***	Ux	-	0	3809	-3809
M3	1330	10362	7179	3183	W0	-	95	266	-172
M4	1330	4484	521	***3963***	Wm	-	2841	14974	***-12134***
M5	1330	18363	12649	5714	X	-	3957	4105	-149
M6	-	1058	1067	-8	Y	-	0	507	-507
M7	1140	0	9318	-9318	Y6	-	7	4	3
M8	1140	0	551	-551	Yx	-	26	0	26
O1	2120	12403	9546	2857	Z	-	1448	928	520
O2	(2120)	12606	78520	***-65914***	Z1	-	60	63	-3
O4	1140	199676	210764	***-11088***					

O4*	1140	49568	61515	*-11947*
O4g	1140	0	7953	-7953

11.7.4 Enkele van de grotere oppervlakteveranderingen tussen 2002 en 2004

Belangrijkste globale trends rechtstreeks gekoppeld aan de werken zijn:

- de beplanting met helm (A1*) van kunstmatige vegetatieloze zandoppervlakken (O2);
- de grootschalige kolonisatie van de lagune door lage schorvegetatie (M2 met *Suaeda maritima* en *Salicornia* spp.;
- de afname van zout oppervlaktewater ten voordele van slik, zandig slik en M2;
- de ontwikkeling van U7-vegetaties tussen intertidaal/vloedmerk langs de lagune en de helmaanplanten;
- de verspreide ontwikkeling van ruigtevegetaties op gestoorde plaatsen (ondermeer op de met zoden belegde dijken);
- toename van M4-vegetaties.

Verdere trends, die mogelijk deels te danken zijn aan het begrazingsbeheer zijn:

- de ontwikkeling van pioniergrasland (Gx) op met zoden belegde dijken;
- de vergrassing van mosduinen en dauwbraamstruwelen.

Trends ten gevolge van normale successie zijn:

- de locale uitbreiding van duindoorneilandjes (H) zonder veel nieuwvestigingen van Duindoorn.

In 2005 werd het "Mosselkot" afgebroken en de omgeving ervan grondig "bewerkt", waardoor de kartering ter plaatse reeds volledig achterhaald is.

11.7.4.1 Schijnbare "veranderingen" te wijten aan intrinsieke verschillen tussen beide fotoreeksen

Geen van beide fotoreeksen werd gevlogen op het precieze moment van laagwater. De fotoreeks van 2002 benadert de situatie bij laagwater beter dan de reeks van 2004, maar ook bij de eerste reeks is in het beste geval de zichtbare waterlijn gesitueerd op 0,82m boven de gemiddelde laagwaterlijn (zie tabel 11.4). De inschatting van het slikoppervlak (het onbegroeide intertidale oppervlak tot aan de gemiddelde laagwaterlijn) is daarom een onderschatting. Bij de fotoreeks van 2004 werd de sliklijn verlegd tot op deze van de fotoreeks van 2002. Geulen op de reeks van 2004 zijn door de relatief hoge waterstand zeer breed en werden daarom als zodanig meestal niet ingetekend. Het geulenpatroon tussen 2002 en 2004 veranderde echter weinig op het geëxponeerde slikgedeelte.
De inschatting van het zandig slik (O4*) ten opzichte van het slibrijk slik (O4) gebeurde louter op basis van kleurverschillen op de foto's. Witte en bleek gekleurde delen werden beschouwd als zandig slik, donker gekleurde delen als slibrijk slik. In de mate van het mogelijke werd dit voor de situatie 2004 te velde gecontroleerd met . De fotoreeks van 2002 gebeurde echter kort na een laagwater, de reeks van 2004 kort na een hoogwater, waardoor de vochtigheid van het substraat aanzienlijk verschil zal vertoond hebben. De vochtigheid zal zeker deels verantwoordelijk zijn voor de donkere kleur van het substraat. Ondanks deze intrinsieke fotoverschillen is het oppervlak O4* in het geëxponeerd intertidaal toegenomen tussen 2002 en 2004.

11.7.4.2 O2 → A1*: verandering in helmaanplant ten koste van O2

Wat in 2002 nog gekarteerd werd als kunstmatig vegetatieloos oppervlak (O2), werd intussen beplant met *Ammophila arenaria*, waardoor een heel groot deel van O2 in 2004 gekarteerd werd als A1*. Het

betreft hier vrijwel alle aangelegde zanddijken en lage duinen, met uitzondering van de met zoden belegde dijken ten oosten en noorden van het voormalige tijdok. O2 rond de aangelegde drinkpoel in de noordoosthoek van het zuidelijk begrazingsblok is in twee jaar tijd reeds grotendeels ingenomen door mosduin en vegetaties van vochtige omstandigheden. A1* behoort evenwel niet steeds tot het *Elymo-Ammophiletum*, maar vertoont door het grote aantal begeleidende, eerder ruderale soorten floristisch meestal meer affinitiet met het *Bromo-Corispermetum*.

11.7.4.3 O4/O4* → M2: vestiging van lage schorvegetaties van halotolerante annuellen

De meest spectaculaire verandering trad op in de lagune. Grote delen van de in 2002 nog als slik (O4) of zandig slik (O4*) gekarteerde gebieden zijn begroeid geraakt met lage schorvegetaties van *Salicornia* spp. en *Suaeda maritima* (M2-type). Het betreft hier ca. 4,7 ha lage schorvegetatie. Op de direct langs de IJzer gelegen, geëxponeerde slikken is deze aanwas van M2 nog veel minder opgetreden. De geëxponeerde zandiger slikdelen zijn nog helemaal niet gekoloniseerd.
Opvallend is verder dat het oppervlak zout oppervlaktewater sterk afnam tussen 2002 en 2004, wat te danken is aan een sterke aanslibbing van de depressies in de lagune, gevolgd door gedeeltelijke kolonisatie door lage schorvegetaties van het M2-type.

11.7.4.4 Toename van G7 ten koste van R1 en T1

Daar waar er globaal een sterke toename optrad van dauwbraamstruweel tussen 1996 en 2002 (verschil in karteringsmethode tussen Hoys en nu kan hiervoor gedeeltelijk verantwoordelijk zijn), nam dit type tussen 2002 en 2004 licht af. Deze veranderingen gebeurden in gebieden die niet rechtstreeks door de herstelwerken werden beïnvloed, met name in het noordelijk begrazingsblok. We vermoeden dan ook dat vooral de begrazing de toename van het oppervlak droog duingrasland (G7) bewerkstelligd heeft. Het heeft er alle schijn van dat onder invloed van de begrazing het oppervlak mosduin (T1-type) eveneens achteruit ging ten voordele van G7. Deze trend werd al ingezet in 1996, van het moment dat begrazing met schapen werd geïntroduceerd. De begrazing deed het T4-mosduintype volledig verdwijnen uit het studiegebied. Ook in het duingedeelte van het zuidelijk begrazingsblok is G7 vaker als primaire karteringscode gebruikt dan in 2002. Ook hier lijkt de begrazing vergrassing richting G7 te bevorderen, hier ten koste van T3*. Anderzijds verdween T3* ook ten voordele van T1 in het duingedeelte van het noordelijk begrazingsblok.

11.7.4.5 Toename van Gx versus afname van D3

In 2002 werd het grootste deel van de met zoden belegde dijken ten noorden en oosten van het voormalige tijdok ingenomen door een inslaggemeenschap met veel therofyten (typische soorten zijn Duindravik, Duinlangbaardgras, Ruwe klaver, gestreepte klaver en kleine rupsklaver). Deze wordt snel vervangen door een steeds meer gesloten grasmat van pionierende, zeer begrazingsbestendige overblijvende grassen (Fioringras en rood zwenkgras), die weliswaar nog steeds begeleid blijven door de voormelde therofyten.

11.7.4.6.Evolutie van duindoorn- en vlierstruwelen (H)

Dankzij de werken (afgraven van het dijklichaam) in 2002-03 aan de oostrand van het oude schorgebied verdween een groot deel van de vlierstruwelen, die daar voorkwamen. Er kwamen in de periode 2002-2004 geen duindoornstruwelen bij, tenzij een populatie aan de noordrand van de helmaanplant aan het eind van monitoringtransect 5; elk duindoorneiland nam wel duidelijk toe in omvang. Na de fotovlucht van 29 juli 2004, werd het relatief grote duindoornstruweel in het noordelijk begrazingsblok verwijderd; op de kaart staat dit struweel nog steeds aangeduid. Dit struweel was sinds 1996 gestaag in oppervlakte toegenomen.

11.7.4.7 Evolutie in ruigtevegetaties (U) en glanshavervegetaties (C5)

Door de afgraving van de dijken in 2002-03 verdween een belangrijk oppervlak aan ruigtevegetaties van het type U en U1 en glanshaver gedomineerde dijkhellingvegetatie (C5). Ze werden kort na de afgravingswerken vervangen door lage schorvegetaties (M2-type). Op andere plaatsen ontwikkelden zich dan weer ruigtevegetaties, met name van het type U7, dat naast enkele verspreide ruigtesoorten,

vooral gekenmerkt wordt door ruderale pioniersoorten (zandkool, Canadese fijnstraal, Reukeloze kamille en andere). U7 vormt een band tussen de intertidale M2-vegetaties en E1-vloedmerkvegetaties enerzijds en de A1*-helmaanplanten anderzijds, onderaan de aangelegde noord-zuid georiënteerde zanddijk.

11.7.4.8 Toename van M4: schorvegetaties in zout-zoetcontactmilieu

Zeer opvallende verandering tussen 2002 en 2004 is de sterke toename van schorvegetaties van het zout-zoetcontactmilieu (code M4), die vooral gekenmerkt worden door de aanwezigheid van Dunstaart. Enerzijds verdween M4 grotendeels aan de voet van het centraal op het schor gelegen duin, anderzijds kwam de vegetatie sterk tot ontwikkeling op de overgang van oud schor naar nieuw schor en aan de rand van laag afgegraven voormalige dijklichamen.

11.8 Conclusies: evaluatie en beheersadvies op basis van waarnemingen aan de vegetatie

11.8.1 Globale evaluatie

Voor de evaluatie van de vegetatieontwikkelingen na de herstelwerken zullen we enerzijds gebruik maken van de oppervlakteontwikkeling van karteringseenheden per habitatrichtlijncode en anderzijds van de habitatdoeltypen, die in 4.2. Daarbij wordt stilgestaan bij de kwaliteit van de verschillende beheereenheden aan de hand van de soortensamenstelling van de vegetatietypen en de verder verwachte successie onder invloed van het graasbeheer. De kwantitatieve en kwalitatieve evolutie is samengevat in tabel 11.13.

Tabel 11.13 – Schematisch overzicht van de evolutie (tot kartering 29 juli 2004, met uitzondering van duindoornstruweel: na ontstruweling 2005)) van habitat- en natuurdoeltypen zoals geformuleerd in hoofdstuk 4.2 en habitatrichtlijneenheden met evaluatie van de oppervlakteontwikkeling en een waardeoordeel van de floristische samenstelling.
Beheereenheden waarvoor het doeltype wordt nagestreefd: 1: Strand en zeereepduinen; 2. Noordelijk duingebied; 3: Zuidelijk duingebied en estuarium; in de twee kleinere beheereenheden 4 en 5 (wegenis, bermen en duin-polderovergang, respectievelijk site Mosselkot) vonden geen monitoringactiviteiten plaats.Het strand wordt eveneen buiten beschouwing gelaten, aangezien hier geen natuurherstelwerken plaatsvonden.
aanwezigheid voor: aanwezig voordat natuurherstelwerken werden uitgevoerd; na: aanwezig na uitvoeren van de natuurherstelwerken;
evolutie opp: +: toename van de oppervlakte sinds de natuurherstelwerken; 0: geen grote oppervlakteveranderingen; -: afname van de oppervlakte sinds de natuurherstelwerken;
toestand kwaliteit: +: floristische kwaliteit in 2004 op basis van de aanwezigheid van doelplantensoorten.
hc: habitatrichtlijncode; *NDT: natuurdoeltype*

habitatdoeltype *natuurdoeltype*	hc	behoort tot de doelstellingen			aanwezigheid voor			aanwezigheid na			evolutie oppervlakte			toestand kwaliteit		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
stuivend open duin	**2120**	*	*	*	*	*	-	*	*	*	-	+	++	+	±	±
Ammophilion arenarii		*	*	*	*	*	-	*	*	*	-	+	++	+	±	±
kalkrijk mosduin en duingrasland	**2130**	-	*	*	-	*	*	-	*	*	0	-	-	+	+	+
Tortulo-Koelerion		-	*	*	-	*	*	-	*	-	-	-	-	+	+	
Polygalo-Koelerion		-	*	*	-	*	-	-	*	-	0	+	0		±	
Plantagini-Festucion		-	*	*	-	*	*	-	*	*	0	+	+		±	±
vochtminnende ruigtevegetaties met riet		-	-	*	-	*	-	-	*	*	0	-	+		-	+
staand open zoet water		-	-	*	-	-	-	-	-	*	0	0	+			±
staand open zout water		-	-	*	-	-	-	-	-	*	0	0	+			±
getijdengeul	**1130**	-	-	*	-	-	*	-	-	*	0	0	++			+
slikken en	**1140, 1310,**	-	-	*	-	-	*	-	-	*	0	0	+++			+

schorren	**1320, 1330**												
zoutwaterslikken met rijke benthosgemeenschap (1140)	-	-	*	-	-	?	-	-	*	0	0	+++	+
Thero-Salicornion (1320)	-	-	*	-	-	*	-	-	*	0	0	+++	++
Spartinion (1310)	-	-	*	-	-	*	-	-	*	0	0	0	++
Puccinellion maritimae (1330)	-	-	*	-	-	*	-	-	*	0	0	±	+
Armerion maritimae (1330)	-	-	*	-	-	*	-	-	*	0	0	++	+
zout rietland	-	-	*	-	-	*	-	-	*	0	0	+	+
slufter,	**2110**	-	-	*	-	-	±	-	-	*	0	0	+	±
vloedmerk, embryonaal duin													
Saginion maritimae	-	-	*	-	-	±	-	-	±	0	0	0	-
Atriplicion litoralis en Salsolo-Honckenion peploidis	-	-	*	-	-	-	-	-	*	0	0	++	+
Agropyro-Honckyenion peploidis	-	-	*	-	-	-	-	-	-	0	0	0	
niet nagestreefde NDT's,		-	-		*	*	*	*	*	*	--	--	--	
struweel	**2160**	*	-	-	*	*	*	-	*	-	-	+	-	
Hippophaeetum		*	-	-	*	*	-	-	*	-	-	+	-	

11.8.2 De ontwikkeling van stuivend open duin (habitatrichtlijncode 2120)

Stuivend open duin is een habitatdoeltype dat in het VNR De IJzermonding een redelijk aantal kenmerkende en doelsoorten herbergt, met name helm, zeewolfsmelk, duinzwenkgras en zeeraket. Daarnaast ontbreken soorten als blauwe zeedistel, zandhaver en gele hoornpapaver. Door de herstelwerken werden grote oppervlakten helmduin gecreëerd (> 5 ha) door aanleg van zanddijken en aanplant van helm, en dit met name in de geëgaliseerde duinen (beheereenheid 2 en 3, fig. 4.2) en het estuarium (beheereenheid 3, fig. 4.2). In het deelgebied "niet geëgaliseerde duinen" binnen beheereenheid 1 (fig. 4.2) (dit deelgebied werd niet door de herstelwerken beïnvloed) nam het areaal A1 daarentegen sterk af en evolueerde naar mosduin en duingrasland al dan niet met veel dauwbraam (vergelijk fig. 11.44 en 11.45).
De gecreëerde helmduinen herbergen weinig doelsoorten, zo ontbreekt zeewolfsmelk, biestarwegras, blauwe zeedistel, zandhaver en gele hoornpapaver in deze helmbeplantingen. Daarenboven wordt vastgesteld dat het merendeel van de vegetatieopnamen in deze 'inlandse' helmduinen geclassificeerd worden als Bromo-Corispermetum of Echio-Verbascetum en dat het niet onwaarschijnlijk is dat deze aangelegde duinmassieven onder invloed van begrazing langzaam zullen evolueren naar meer grazige vegetaties, mogelijk uiteindelijk tot een type Plantagini-Festucion. Op zich is dit geen negatieve evolutie. Dezelfde trend zette zich reeds in het noordoosten van beheereenheid 2 in.
Qua oppervlakevolutie kan daarmee voor stuivend open duin een globaal positieve evaluatie, voor floristische samenstelling veeleer een negatieve evaluatie gegeven worden.

11.8.3 De ontwikkeling van kalkrijk mosduin en duingrasland (habitatrichtlijncode 2130 pp)

Grijze duinen nemen in het VNR De IJzermonding in vergelijking met 1996 sterk af in oppervlakte, omdat grote oppervlakten mosduin op de opgespoten terrein door de afgravingen verdwenen. Dit is een rechtstreeks gevolg van de keuze voor meer intertidaal gebied in beheereenheid 3. Het areaal duingrasland nam daarentegen sterk toe, al dan niet onder invloed van de herstelwerken. Tussen 2002 en 2004 nam het areaal grijs duin toe, niet zozeer dankzij de natuurherstelwerken, maar veeleer door de vergroening van de niet geëgaliseerde, noordoostelijke stuifduinen in beheereenheid 2. Er mag verwacht worden dat het areaal stuivend open duin zal afnemen ten gunste van grijze duinen (zie 11.8.2). De recente vaststelling van een aantal Polygalo-Koelerion soorten (grote tijm, kalkbedstro) in beheereenheid 2 is een positieve ontwikkeling. Heel specifiek voor de IJzermonding en te beschouwen als een positief element is het grote oppervlak aan duingrasland gedomineerd door Smaragdmos (*Homalothecium lutescens*). Dit type (T3*) is nauwelijks bekend van andere duingebieden langs de Vlaamse kust en houdt goed stand ondanks de schapenbegrazing, waarvan door de grote begrazings-

en betredingsdruk een negatief effect mag verwacht worden op de mosbedekking en een positief effect op de laag grasbedekking. Een negatieve ontwikkeling is de toename van de bedekking van dauwbraam in het merendeel van de duingraslanden en mosduinen in de niet geëgaliseerde duinen in het noordoosten van het studiegebied. Mogelijk heeft deze uitbreiding te maken met het veranderde beheer sinds 1996 (begrazingsbeheer), maar dauwbraam neemt ook toe in de niet begraasde zeereepduinen (11.8.2). Het is niet onwaarschijnlijk dat een toenemend atmosferische N-depositie tot deze evolutie aanleiding geeft. Onderzoek is nodig om dit uit te klaren.

11.8.4 De ontwikkeling van getijdengeulen (habitatrichtlijncode 1130)

Met een aanzet tijdens de natuurherstelwerken, ontwikkelde zich in het nieuwe intertidale gebied een brede geul die het lagunaire gedeelte verbindt met de IJzer en die ter hoogte van het geëxponeerd intertidaal gebied tot een indrukwekkende geul"canyon" uitgroeide (zie ook hoofdstuk 7). Ter hoogte van deze geul treffen we gradiënten in slibrijkdom aan die er een divers karakter aan geven. In het lagunegebied is de geul vrij zandig en inmiddels qua verloop gestabiliseerd met steile, vrij diep uitgesleten buitenbochten en zacht glooiende binnenbochten. De nieuwe geulontwikkeling kan positief geëvalueerd worden. De geulen op de oude schor daarentegen zijn steeds verder aan het verzanden, waardoor uitwisseling met de IJzer vermindert.
Om de dynamiek in het lagunaire systeem te verhogen en verzanding van de geulen op het oude schor te remediëren kan overwogen worden om een kortere, tweede geulverbinding tot stand te brengen tussen de oude schor en de lagune. Wat hiervan de sedimentologische en geomorfologische gevolgen zouden zijn is echter moeilijk in te schatten en verdient verdere studie.

11.8.5 De ontwikkeling van slikken en schorren (habitatrichtlijncodes 1310, 1320, 1330)

Tijdens de korte periode sinds de laatste natuurherstelwerken kwam een groot intertidaal gebied tot ontwikkeling. Hierin zijn grote arealen onbegroeid slikke, variërend in sedimenttextuur. Het macrozoöbenthosonderzoek (hoofdstuk 13) toont aan dat reeds een behoorlijk rijke benthosgemeenschap zich vestigde in de nieuwe (geëxponeerde) slikken.
Pioniervegetaties van het habitatrichtlijntype 1320 kwamen grootschalig tot ontwikkeling in het geëxponeerd intertidale gebied en vooral in het lagunegebied. Slijkgrasvegetaties (1310) blijven voorlopig status quo en kwamen nog niet echt tot ontwikkeling in de nieuwe intertidale gebieden, evenmin als type 1330 (Puccinellion en Armerion) maar dit lijkt slechts een tijdelijk fenomeen. Enkel karteringseenheid M4 (onderdeel van Armerion) kwam het laatste jaar sterk tot ontwikkeling aan de rand van de nieuwe gebieden.
Er mag verwacht worden dat Puccinellion-, zeker onder impuls van begrazing, en Armerion-vegetaties in de nabije toekomst tot ontwikkeling zullen komen in het nieuwe intertidale gebied. Er zijn duidelijke indicaties dat her en der rietpopulaties (M6) zich aan de bovenrand van het intertidaal vestigen en uitbreiden, zout rietland zou dus mogelijk verder kunnen uitbreiden langs de randen en op de hogere delen van het intertidaal.

11.8.6 De ontwikkeling van slufter, vloedmerk en embryonaal duin (habitatrichtlijncode 2110)

In de loop van de monitoringperiode kwamen hier en daar pioniersvegetaties met vloedmerkelementen tot ontwikkeling, met name vegetaties met strandmelde, strandbiet, stekend loogkruid en zeeraket. Opvallend is het frequent optreden in dergelijke milieus van soorten als melkkruid en reukeloze kamille. Om het voorkomen van dit type van vegetaties ook in de toekomst te waarborgen, moeten organische vloedmerken gegarandeerd blijven en dient het beheer van dit milieu zeer selectief te gebeuren. Ophopend organisch materiaal ter hoogte van de vloedlijn dient dan ook verzekerd te blijven en ruiming hiervan gebeurt best selectief op antropogeen materiaal (plastics, balken, palen, e.d.).

11.8.7 De ontwikkeling van vochtminnende ruigtevegetaties met riet

Op voorhand niet verwacht, zijn de vegetaties op de plaatsen waar zoet kwelwater uittreedt (tussen transect 6 en 7). Hier ontwikkelden zich zeer lokaal vrij ruderale vegetaties met riet, liesgras en oeverzegge, die qua ecologie en uitzicht enige gelijkenis vertonen met de hoog opgaande ruigtevegetaties rond zoet (uittredend) kalkrijk water aan de rand van de Dunes de Dannes (Frankrijk) en het strand (vegetaties met riet, liesgras, oeverzegge, gele lis, dodemansvingers (*Oenanthe crocata*) en andere hoog opgaande ruigtekruiden). Om deze ontwikkeling te bevorderen kan overwogen worden om het achterliggende gebied af te graven tot op de waterondoorlatende kleilaag om een gradiëntrijk gebied te creëren met uittredend kwelwater en drogere kopjes. Er is wel te verwachten dat de vochtafhankelijke vegetaties, die hier zouden ontwikkelen een vrij ruig karakter zouden hebben.

11.8.8 De ontwikkeling van staand open zoet water

Het gebied had vroeger een zoete duinplas direct ten noordwesten van de site Mosselkot, ondermeer bekend als woonplaats van de kamsalamander. Deze duinplas is in de loop der jaren volledig dichtgegroeid met riet en werd tijdens de natuurherstelwerken niet bewerkt. Anderzijds werd wel een veedrinkpoel uitgegraven, waarin zich inmiddels een vochtminnende waterbiesvegetatie ontwikkelde en waarin kleine watersalamander werd waargenomen.

11.8.9 De ontwikkeling van staand open zout water

Tijdens de natuurherstelwerken werd in het lagunaire gebied in beheereenheid 3 een groot depressie uitgegrazven met de bedeoling om hier een luwe zoute plas tot ontwikkeling te doen komen. Deze depressie nam sinds de ingreep reeds sterk in oppervlakte af wegens snelle sedimentatie van slibrijk zand. Deze sedimentatie is precies het gevolg van het luwe karakter van de plas en zal moeilijk bestreden kunnen worden. Indien men open zout water wenst te behouden dan zullen dynamiserende maatregelen nodig zijn.

11.8.10 De ontwikkeling van niet nagestreefde natuurdoeltypes

Uiteraard verdwenen grote oppervlaktes aan a priori niet nagestreefde karteringseenheden, zoals gebouwen, aanlegsteigers, vlierstruweel, grauwe abeelaanplant, ruderale raaigrasweiden, enz. Er blijven evenwel nog heel wat types die niet werden nagestreefd en die nog steeds aanwezig blijven in het gebied. Sommige daarvan zijn gewenst andere niet.
Grotendeels ongewenst zijn de ruderale vegetaties, dit zijn de vegetaties met hoofdkarteringscode U, en lokaal optredende ruderalisering in graslandvegetaties (met wegdistel (*Onopordum acanthium*) als speciale soort). De U's concentreren zich op de dijk tussen het voormalige 'Mosselkot' en het oude schor, de hele omgeving van het 'Mosselkot', de zone tussen vloedmerk en aangeplante helm op de oostelijke zanddijk en her en der op de nieuwe dijklichamen rond het voormalige tijdok. Alles samen gaat het om een oppervlak van ruim 2 ha.
Om deze ruderale vegetaties in te perken kunnen verschillende maatregelen voorgesteld worden. De omgeving van het Mosselkot zal worden heringericht als bezoekersinfrastructuur, waardoor een deel van het 'probleem' zal zijn opgelost, de dijk tussen Mosselkot en oud schor zou gedeeltelijk kunnen afgegraven worden, terwijl lokale ruderalisering wellicht in toom zal gehouden worden door de begrazing, zo niet, met lokaal maaibeheer binnen de perken gehouden kunnen worden. anderzijds zijn bepaalde elementen van de ruderale vegetatie rond de site Mosselkot floristisch waardevol door de aanwezigheid van soorten als doornappel, tengere distel, boksdoorn en bilzekruid. Het behoud hiervan is wenselijk, er wordt best rekening mee gehouden bij de herinrichting van de site.

11.8.10.1 De ontwikkeling van duinstruweel (habitatrichtlijncode 2160)

Door de herstelwerken werden heel wat struweel- en bosaanplanten verwijderd, maar dit waren vooral aanplanten van grauwe abeel en hoge vlierstruwelen. Het gebied is nooit sterk door duindoorn gedomineerd, zoals het geval is in de meeste andere duingebieden langs de Vlaamse westkust. Recent zijn echter enkele vitale duindoornstruwelen tot ontwikkeling gekomen die zich gestaag uitbreiden. Daar waar het oppervlak aan duindoornstruweel in 1996 nog maar ca. 1200 m² innam, breidde dit areaal in 2002 uit tot ca. 3150 m². In 2004 zette deze uitbreiding zich verder door tot ca. 3550 m². Hoewel duindoornstruweel het gebied dus verre van domineert, begint het wel aan belang toe te nemen. Verstruweling door duindoorn en wilde liguster is een algemene en door het natuurbehoud niet erg geapprecieerde evolutie aan de Vlaamse kust (Provoost & Van Landuyt, 2001; Provoost et al, 2002), waardoor Herrier et al. (2005) deze habitat, ondanks zijn status van prioritaire habitat in de habitatrichtlijn, niet als natuurdoeltype onderscheidde. Een aantal ongewervelden profiteren nochtans van de aanwezigheid van struweel (hoofdstuk 12), ondermeer dans- en slankpootvliegen, terwijl ook een aantal broedvogels (roodborsttapuit) hiervan zouden kunnen gebruik maken als nestgelegenheid. De beheerder heeft evenwel gekozen voor een open duinlandschap en daarmee een ban van duindoornstruweel, enerzijds ter bescherming van de grijze duinvegetaties (eveneens prioritaire habitat), die door uitbreidend duindoornstruweel worden verdrongen, anderzijds ten behoeve van de tapuit en graszanger, die in een meer gesloten duinstruweellandschap minder broedgelegenheid hebben. Het grootste aaneengesloten duindoornstruweel (in beheereenheid 2) werd daarom in de loop van 2005 gekapt.

Floristisch zijn de lokale duindoornstruwelen arm, waarbij heel wat struiksoorten (wilde liguster, egelantier, eenstijlige meidoorn, ...) ontbreken, evenals typische zoomsoorten als glad parelzaad, heggenrank en duinroosje.

Gelet op de expliciete wens van de beheerder om duindoornstruweel in oppervlak te beperken, is de toename van het areaal als negatief te evalueren. De recente maatregelen met het kappen van de struwelen is het logische gevolg, hoewel het wellicht de vitaliteit van duindoorn eerder positief dan negatief zal beïnvloeden. Anderzijds moet men er zich van bewust zijn dat deze maatregel een aantal biotische elementen negatief zal beïnvloeden, met name broedvogels van duinstruwelen en bepaalde daaraan gebonden insecten.

(hs. 12.3) om, in functie van specifieke habitatkarakteristieken van de gevonden soorten, kwantitatief te evalueren hoe snel en in welke richting de kolonisatie van de nieuw ontwikkelde natuur verloopt. Daarna gaan we voor loopkevers zowel als spinnen dieper in op de vastgestelde fauna in de te onderscheiden bestaande en nieuw gecreëerde habitats, en evalueren aldus de vastgestelde biodiversiteitwaarden en hun evolutie in de loop van de MONAIJ-onderzoeksjaren, met nadruk op kwantitatieve waardebepaling via Rode lijstinformatie (hs. 12.4). Tenslotte proberen we hieruit ook af te leiden welke specifieke maatregelen noodzakelijk zijn voor een meer succesvolle verdere natuurherstel van het gebied, samen met het formuleren van een aantal suggesties voor noodzakelijke toekomstige monitoring en onderzoek (hs. 12.5). Relevante publicaties worden in de referenties opgenomen. In bijlagen voegen we tevens recente andere bijdragen toe die betrekking hebben op onze resultaten van het studiegebied (een uitgebreide tabel van alle waarnemingen en enkele korte publicaties).

12.2 Materiaal en methode

12.2.1 Opvolging van soorten en gemeenschappen in ruimte en tijd

Het onmiddellijk opstarten van een continue bemonstering tijdens en na de afgravingswerken liet ons toe de eerste kolonisatieprocessen van loopkevers en spinnen van nabij te volgen. Aldus moet het ook op langere termijn mogelijk zijn na te gaan hoe en/of hoe snel een bepaald gebied, door afgraving geschikt gemaakt voor het zich ontwikkelen van een duin/schor/slikcomplex, op faunistisch vlak naar een dergelijk ecosysteemcomplex evolueert.
Onze gebiedsdekkende bemonsteringen gebeurden aan de hand van een uitgebreid aantal bodemvallen, verspreid langsheen negen transecten over het natuurherstelgebied. Tegelijk werden ook enkele venstervallen in het gebied opgesteld (continu operatief) voor monitoring van vliegactiviteit bij onze doelgroepen, samen met een tiental permanent operatieve bodemvalstations (langetermijnonderzoek). De gebiedsdekkende 'MONAIJ'-bemonsteringen gebeurden telkens gedurende twee weken tot een maand in het voorjaar en het najaar, te beginnen met het najaar 2001 tot en met het najaar 2003. In totaal werden er 40 stations van telkens drie bodemvallen langs negen transecten bemonsterd (fig. 12.1). Voor het huidig rapport werden alle gegevens uitgewerkt van deze vijf bemonsteringscampagnes in (1) najaar 2001, (2) voorjaar + najaar 2002 en (3) voorjaar + najaar 2003. Het betreft meer dan 25.000 loopkevers en spinnen, behorend tot meer dan 200 verschillende soorten.

Bijlage 12.1 geeft een overzicht met gedateerde foto's van de belangrijkste voor loopkevers en spinnen bemonsterde habitattypes in het gebied, samen met de meest opvallende wijzigingen tussen 2001 en 2004 ten gevolge van de natuurherstelwerken aan de IJzermonding:

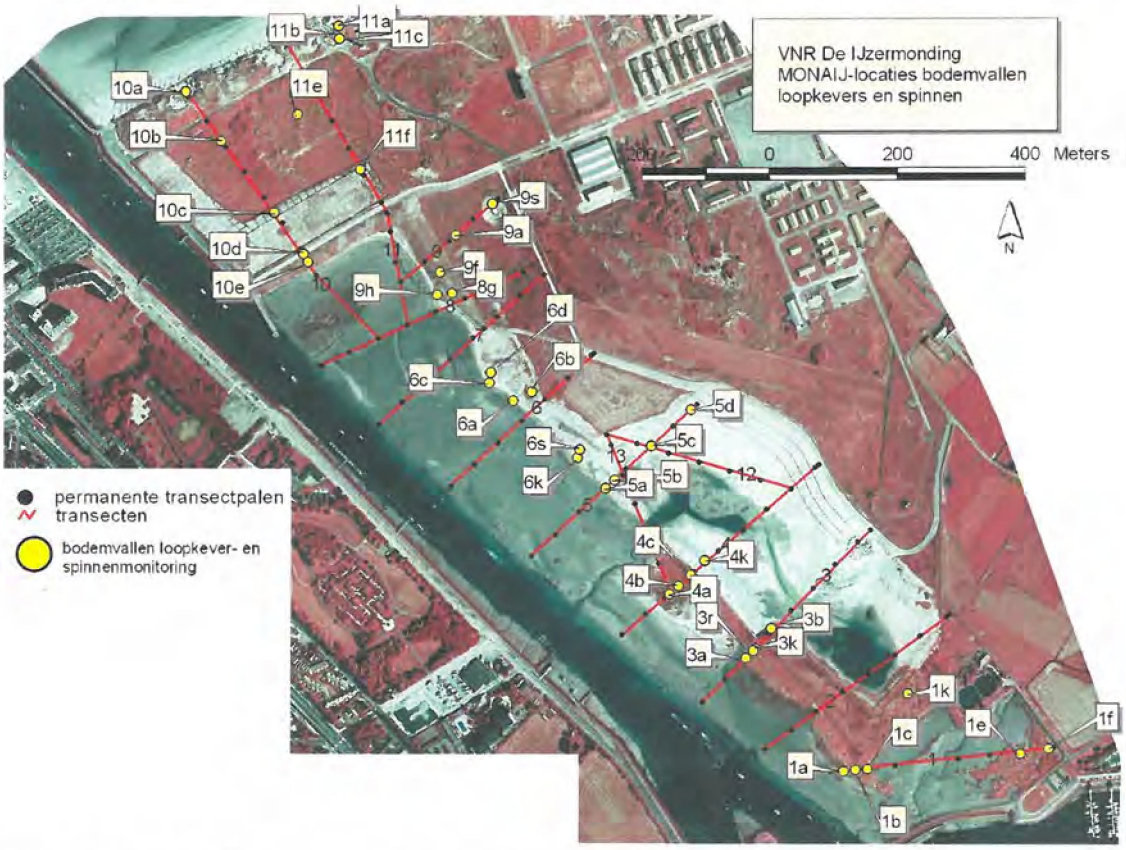
- Plaat 1 toont (gezien van op de vuurtoren, zie fig. 12.1, naast 11B) de belangrijkste wijzigingen die zich afspeelden ter hoogte van transecten 10 en 11.
- Plaat 2: idem ter hoogte van transecten 8, 9 en 11.
- Plaat 3 toont enkele beelden van het oude schor, rechts is onder meer een zone met vrij recente verregaande verzanding zichtbaar.
- Plaat 4 toont beelden van de centraal gegraven depressie ter hoogte van transecten 1 tot 5, en zijn evolutie naar laag schor.
- Plaat 5 toont kleine zoetwaterplassen ontstaan door uitvloei van water aan de basis van de nieuwe dijk (zie fig. 12.1, 6B en 6D).
- Plaat 6 geeft de gegraven zoet-brakke duinplas weer op transect 9 (9S).
- Plaat 7 geeft een overzicht van het langetermijntransect dat sinds 1990 onafgebroken bemonsterd wordt voor spinnen en loopkevers vanaf zeereephelmduin (11A-11B-11C) tot duingrasland met mossen en korstmossen (11E).
- Plaat 8 toont beelden van de dijk met graslandvegetatie (9F)
- Plaat 9 betreft beelden van dezelfde dijk in de zone beplant met helm (8G).

Tabel 12.1 - Overzicht van de bemonsterde sites per campagne, samen met de habitatklasse waartoe de sites gerekend werden (zie ook verder gemeenschapsanalyses, diversiteit en Rode Lijstsoorten) (zie ook fig. 12.1 voor de lokalisatie van deze sites).

MONAIJ bemonsteringen	**code**	**habitatcode**	**2001(nj)**	*2002(vj)*	*2002(nj)*	**2002tot**	*2003(vj)*	*2003(nj)*	**2003tot**
aantal dagen			**27**	*27*	*13*	**40**	*13*	*13*	**26**
sites (nummers verwijzen naar transecten)	**1A**	**OS**		*OS*		**OS**			
	1B	**OS**	**OS**	*OS*	*OS*	**OS**	*OS*		**OS**
	1C	**OS**	**OS**	*OS*		**OS**	*OS*		**OS**
	1E	**OS**	**OS**	*OS*		**OS**	*OS*		**OS**
	1F	**OS**	**OS**	*OS*		**OS**	*OS*		**OS**
	1K	**NS**					*NS*	*NS*	**NS**
	3A	**OS**	**OS**	*OS*	*OS*	**OS**	*OS*		**OS**
	3B	**OS**	**OS**	*OS*	*OS*	**OS**			
	3D	**OS**		*OS*		**OS**			
	3R	**OS**	**OS**	*OS*	*OS*	**OS**	*OS*		**OS**
	3K	**NS**					*NS*	*NS*	**NS**
	4A	**OH**	**OH**	*OH*	*OH*	**OH**	*OH*	*OH*	**OH**
	4B	**OS**	**OS**	*OS*	*OS*	**OS**	*OS*		**OS**
	4C	**OS**	**OS**	*OS*	*OS*	**OS**	*OS*		**OS**
	4K	**NS**					*NS*	*NS*	**NS**
	5A	**NS**	**NS**	*NS*	*NS*	**NS**			
	5B	**NS**						*NS*	**NS**
	5C	**NS**			*NS*	**NS**			
	5D	**DH**			*DH*	**DH**	*DH*	*DH*	**DH**
	6A	**NS**	**NS**	*NS*		**NS**			
	6B	**KW**	**KW**	*KW*	*KW*	**KW**	*KW*	*KW*	**KW**
	6C	**NS**	**NS**	*NS*		**NS**			
	6D	**KW**	**KW**	*KW*	*KW*	**KW**	*KW*	*KW*	**KW**
	6K	**NS**			*NS*	**NS**	*NS*		**NS**
	6S	**DH**			*DH*	**DH**	*DH*	*DH*	**DH**
	8G	**DH**	**DH**	*DH*		**DH**			
	9A	**OD**	**OD**	*OD*	*OD*	**OD**	*OD*	*OD*	**OD**
	9F	**NM**	**NM**	*NM*	*NM*	**NM**	*NM*	*NM*	**NM**
	9H	**NS**	**NS**	*NS*		**NS**			
	9S	**KW**	**KW**	*KW*	*KW*	**KW**	*KW*	*KW*	**KW**
	10A	**OH**	**OH**	*OH*	*OH*	**OH**	*OH*	*OH*	**OH**
	10B	**OD**	**OD**	*OD*	*OD*	**OD**	*OD*	*OD*	**OD**
	10C	**DH**	**DH**	*DH*	*DH*	**DH**	*DH*	*DH*	**DH**
	10D	**NM**	**NM**	*NM*	*NM*	**NM**	*NM*	*NM*	**NM**
	10E	**NM**	**NM**	*NM*	*NM*	**NM**	*NM*	*NM*	**NM**
	11A	**OH**	**OH**	*OH*	*OH*	**OH**	*OH*	*OH*	**OH**
	11B	**OH**	**OH**	*OH*		**OH**			
	11C	**OH**	**OH**	*OH*	*OH*	**OH**	*OH*	*OH*	**OH**
	11E	**OD**	**OD**	*OD*	*OD*	**OD**	*OD*	*OD*	**OD**
	11F	**DH**	**DH**	*DH*	*DH*	**DH**	*DH*	*DH*	**DH**
Habitat/ aantal stations:		**40**	**30**	*32*	*26*	**36**	*29*	*21*	**30**
oud schor	**OS**	**11**	**9**	*11*	*6*	**11**	*8*	*0 **	**8**
nieuw schor	**NS**	**10**	**4**	*4*	*3*	**6**	*4*	*4*	**5**
oud helmduin	**OH**	**5**	**5**	*5*	*4*	**5**	*4*	*4*	**4**
dijk met helm	**DH**	**5**	**3**	*3*	*4*	**5**	*4*	*4*	**4**

MONAIJ bemonsteringen	code	habitatcode	2001(nj)	*2002(vj)*	*2002(nj)*	2002tot	*2003(vj)*	*2003(nj)*	2003tot
aantal dagen			**27**	*27*	*13*	**40**	*13*	*13*	**26**
beplant									
oud duingrasland	**OD**	**3**	**3**	*3*	*3*	**3**	*3*	*3*	**3**
nieuw duingrasland	**ND**	**3**	**3**	*3*	*3*	**3**	*3*	*3*	**3**
kwel/zoet/brak	**KW**	**3**	**3**	*3*	*3*	**3**	*3*	*3*	**3**

*(* : alle OS stations ondergelopen)*



Figuur 12.1 - Ligging van de bemonsterde stations voor loopkevers en spinnen langs de het IJzermonding (opm.: niet weergegeven: 3D gesitueerd dichtbij 3R).De rode lijnen geven de transecten weer waarin de vegetatie werd bemonsterd. De stations zijn steeds zo dicht mogelijk bij deze transecten gelegen, maar werden niet in de transecten gelegd om vegetatieverstoring te vermijden. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.

12.2.2 Inschatting van de mate van metaalverontreiniging

Voor het inschatten van de mate van metaalverontreiniging werd gebruik gemaakt van de metaalaccumulerende eigenschappen van bepaalde diergroepen. Spinnen, slakken, regenwormen en pissebedden zijn, in tegenstelling tot insecten, namelijk in staat om zware metalen sterk te accumuleren in de middendarmklieren (Hopkin 1989, Maelfait & Hendrickx 1998, Hendrickx et al. 2003).
Voor dit onderzoek werd gebruik gemaakt van de schorrenwolfspin (*Pardosa purbeckensis*), een soort die enkel op zout- en brakwaterschorren voorkomt.
Om de mate van metaalverontreiniging in te schatten, werd een vergelijking gemaakt tussen individuen gevangen in de IJzermonding (zoutwaterschor), Het Zwin te Knokke (zoutwaterschor), Het Verdronken Land van Saeftinghe (brakwaterschor) en het Paardenschor te Doel (brakwaterschor).
Per schor werden minimaal vijf individuen verzameld en na een destructie met HNO_3/H_2O_2 (methode beschreven in (Tack et al, 2000)) werd de concentraties van Cd, Pb, Zn en Cu gemeten door middel van Grafietoven Atomaire Absorptie Spectofotometrie (AAS). De concentraties voor Pb waren echter dermate laag dat ze niet nauwkeurig gemeten konden worden. Het volledig gebruikte protocol stemt overeen met de methode beschreven in Hendrickx (2006) voor de monitoring van metaalverontreiniging in Vlaanderen.

12.3 Gemeenschapsanalyses

12.3.1 Resultaten loopkevers

In totaal werden meer dan 10.000 loopkevers behorend tot 93 soorten op naam gebracht. Voor de talrijkste soorten, na omrekening tot relatieve dichtheden per soort over de bemonsterde sites (gelijk gewicht per soort), werden vervolgens DCA-ordinaties uitgevoerd op basis van de gegevens van alle bodemvalstations per periode (najaar 2001, 2002 of 2003). Om eventuele ruis door toevallige soorten in de analyses te onderdrukken werden enkel soorten met minstens 10 individuen weerhouden. Testanalyses met een strenger of minder streng criterium leverden echter in essentie een identiek te interpreteren ordinatie op. Per ordinatie wordt telkens een plot weergegeven met vermelding van de site- en soortscores, gevolgd door een plot van de sitescores met overlay van de onderscheiden habitatklassen. Deze gegevens worden ook gegroepeerd per habitattype en toegelicht in functie van Rode Lijst-soorten (zie hiervoor het hiernavolgende hoofdstuk).

De ordinatieresultaten zijn samengevat op fig. 12.2a (2001 soort- en sitescores), fig. 12.2b (2001, met habitatoverlay), fig. 12.3a en 12.3b (2002), fig. 12.4a en 12.4b (2003).

Samengevat kunnen in 2001 (en grotendeels ook in de jaren 2002 en 2003) de volgende groeperingen onderscheiden worden op basis van hun loopkeverfauna:

- Helmduinen en duingraslanden: zeereepduinstations (10A, 11A-B-C) met als typische loopkeversoort *Calathus mollis* (RL: zeldzaam) en mosduin en duingrasland (4A, 9A, 10B, 11E) met *Trechus obtusus* (algemeen),*Calathus cinctus* (kwetsbaar) en *Calathus fuscipes* (een eurytope droogteminnende loopkever); in kleine aantallen vinden we hier ook nog de typische duin-RLsoorten *Demetrias monostigma* (zeldzaam), *Amara eurynota* (kwetsbaar) en *Harpalus vernalis* (bedreigd).
- Habitats op nieuw aangelegde of gegraven terreinen (dijken, duinen, schorren en zoetwaterkwelzones): talrijke typische soorten zijn hier (net zoals bij de spinnen, zie verder) indicatoren voor sterk verstoorde milieus, in het bijzonder cultuurgronden en ruderale terreinen op lichte bodems: *Trechus quadristriatus* zowel als *Bembidion femoratum* zijn inderdaad typisch voor weinig begroeide verstoorde zand- tot zandleemgronden, zoals akkers, maar ook vrij vochtige situaties zoals rivieroevers. Opvallend is daarenboven een belangrijke lijst van RL-soorten die in deze nieuw gecreëerde habitats worden teruggevonden: hiertussen vinden we reeds een vrij uitgebreid aantal typische duin- of schorrensoorten uit de

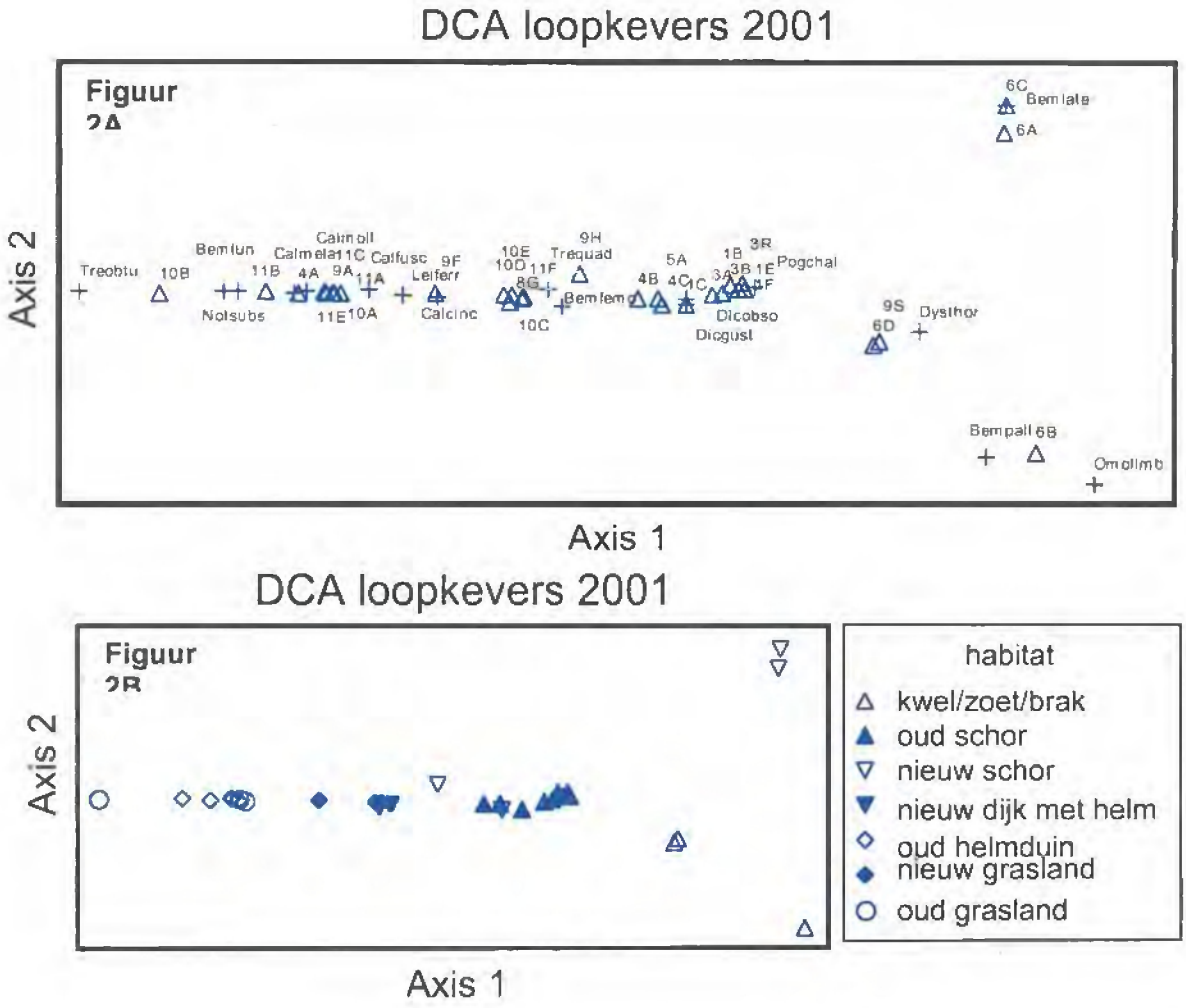
onmiddellijke omgeving, maar tevens enkele zeer bijzondere nieuwkomers voor het gebied: *Bembidion pallidipenne* (met uitsterven bedreigd) en *Bembidion argenteolum* (bedreigd) zijn amper van enkele vindplaatsen uit ons land nog bekend, maar zijn typische pioniers van kustgebonden zoet-brakke oeversituaties op zandbodem. Ze beschikken over een uitstekend vliegvermogen en zijn er blijkbaar in geslaagd snel de nieuw ontstane milieus te koloniseren. Het zijn loopkevers die een relatief continue dynamiek op ecosysteemniveau vereisen om op lange termijn te kunnen overleven. Ook typisch in deze habitats is de soort *Omophron limbatum*, typisch voor niet-begroeide oevers langs zoet tot licht brak en zuiver water.

- Stations op slik en schor (o.a. met de halobionte en zeldzame *Dicheirotrichus obsoletus*). Binnen deze groep kunnen we verder onderscheid maken tussen enerzijds schorre op zware bodem met de typische halobionte soorten *Pogonus chalceus* (zeldzaam) en *Dicheirotrichus gustavii* (zeldzaam) en anderzijds zandig schor en nieuwe (zandige) overgangszones tussen slikken en duinen met de speciale loopkever *Bembidion laterale* (waarschijnlijk bedreigd) die op hoge slikke en ter hoogte van vloedlijnen in grote aantallen kan voorkomen.

De ordinaties voor de data bekomen in 2002 tonen veel soortenrijkere groepen, vooral te wijten aan het incorporeren van voorjaarsgegevens. In wezen zien we dezelfde groepen van habitats terug op basis van hun loopkeverfauna, maar nu zijn er dus wel nog meer soorten die indicatief zijn voor de respectievelijk onderscheiden groepen. In 2003 is het duidelijk dat de doelhabitat 'nieuw schor' reeds veel duidelijker overeenkomt in loopkevergemeenschappen met 'oud schor'. Een groot gedeelte (maar niet alle soorten, zie ook volgende paragraaf) van de typische schorrenloopkevers heeft dus in enkele jaren tijd reeds de nieuw ontstane zones kunnen koloniseren. Hetzelfde geldt ook min of meer voor de duinhabitats.

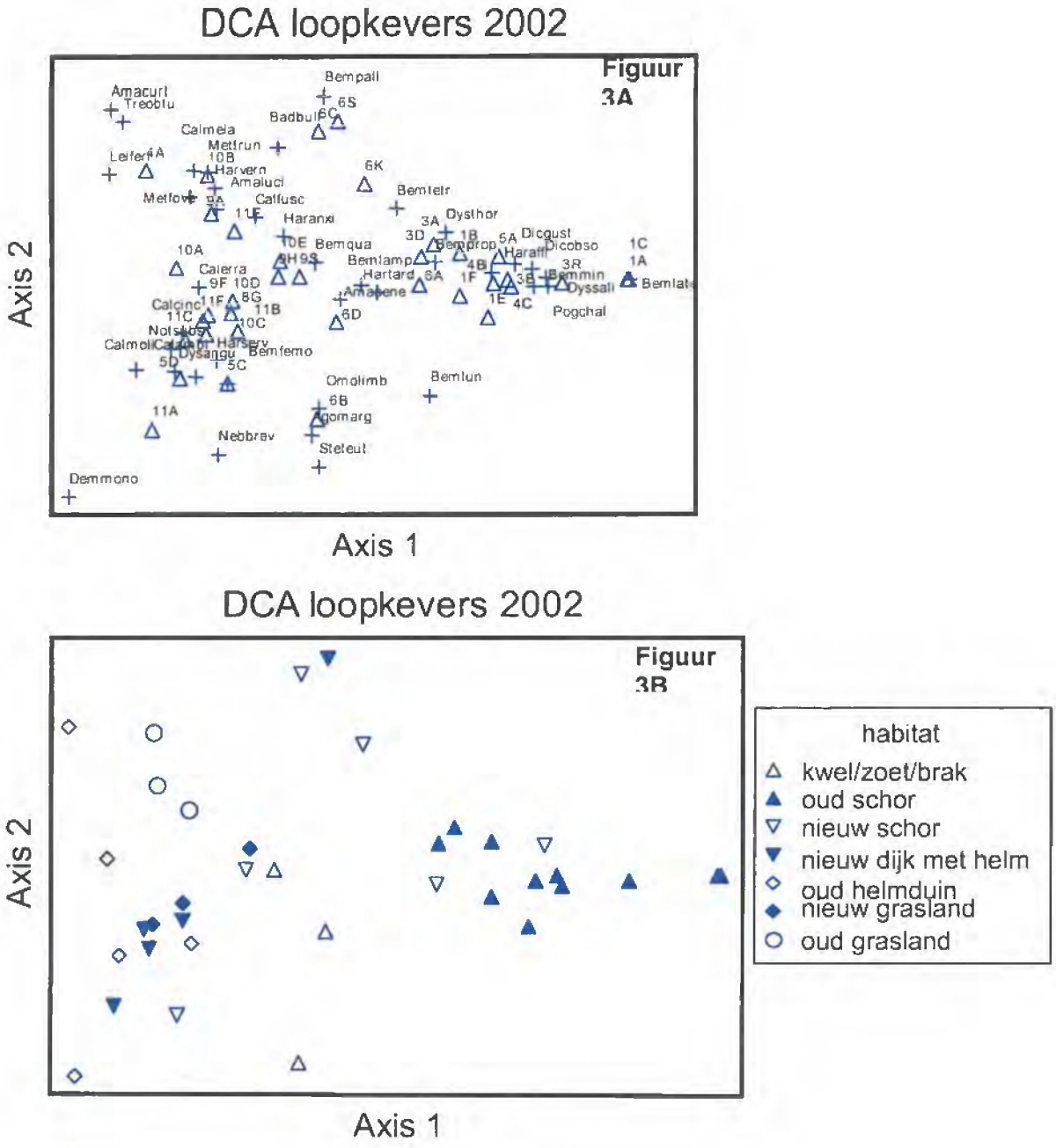
Figuur 12.2a - DCA-ordinatie van de loopkeversoorten (telkens eerste drie karakters van genusnaam, gevolgd door eerste vier karakters van soortnaam, cf. bijlage 12.2 voor een volledige lijst) in de onderzochte stations (najaar 2001).

Figuur 12.2b - DCA-ordinatie van de onderzochte stations op basis van de loopkevers met overlay van de onderscheiden habitattypes (najaar 2001).



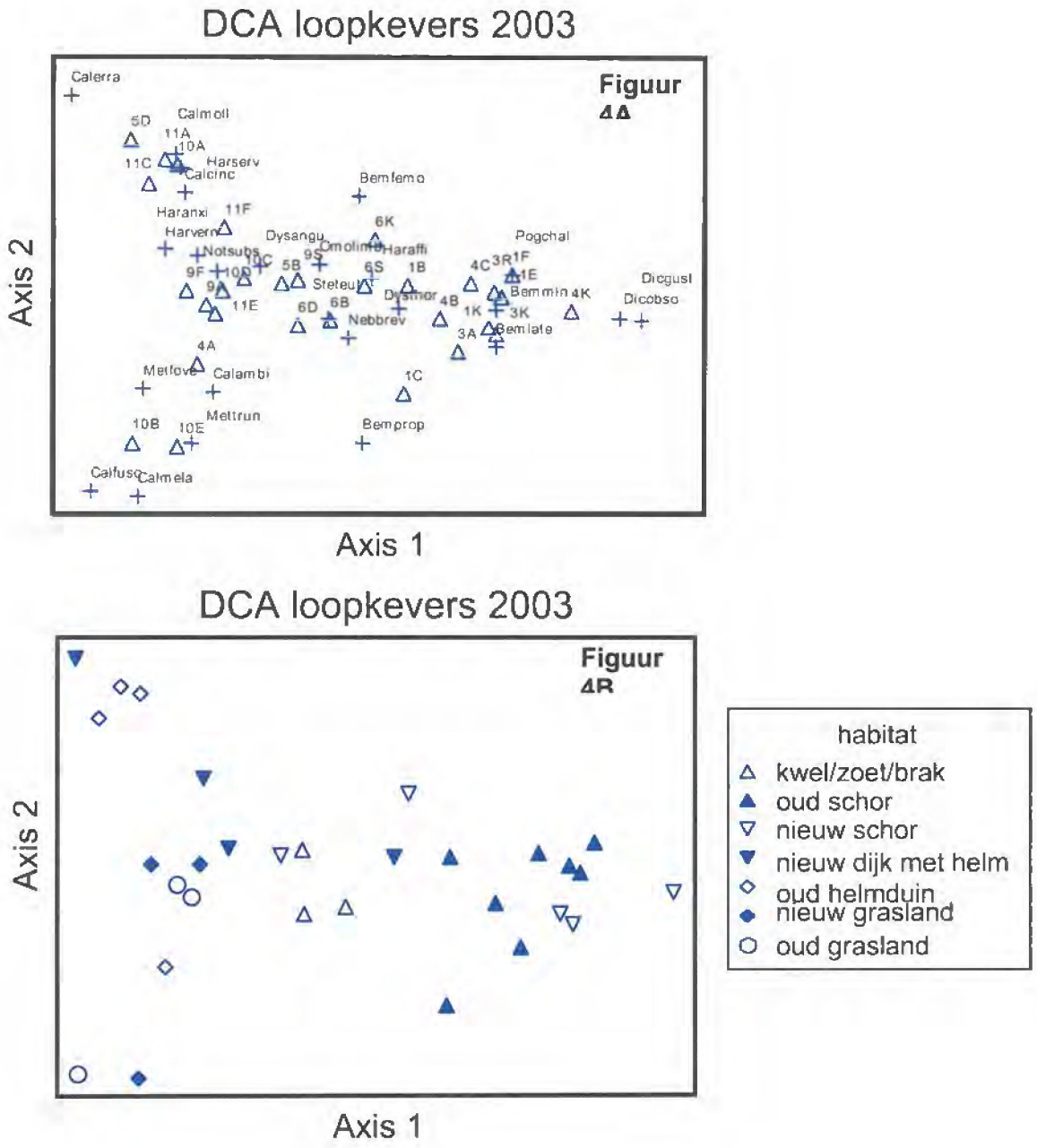
Figuur 12.3a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de loopkevers (2002).

Figuur 12.3b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de loopkevers (2002).



Figuur 12.4a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de loopkevers (2003).

Figuur 12.4b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de loopkevers (2003).



12.3.2. Resultaten spinnen

In totaal werden meer dan 15.000 spinnen behorend tot 125 soorten op naam gebracht. Voor de talrijkste soorten, na omrekening tot relatieve dichtheden per soort over de bemonsterde sites (gelijk gewicht per soort), werden vervolgens DCA-ordinaties uitgevoerd op basis van de gegevens van alle bodemvalstations per periode (najaar 2001, 2002 of 2003). Om eventuele ruis door toevallige soorten in de analyses te onderdrukken werden ook hier enkel soorten met meer dan 10 individuen weerhouden. Testanalyses met een strenger of minder streng criterium leverden opnieuw in essentie telkens een identiek te interpreteren ordinatie op. Per ordinatie wordt telkens een plot weergegeven met vermelding van de site- en soortscores, gevolgd door een plot van de sitescores met overlay van de habitatklassen.
De resultaten zijn weergegeven op fig. 12.5a (2001 soort- en sitescores), fig. 12.5b (2001, met habitatoverlay), Figs. 12.6a en 12.6b (2002), Figs. 12.7a en 12.7b (2003).

We kunnen de volgende groepen van stations onderscheiden:

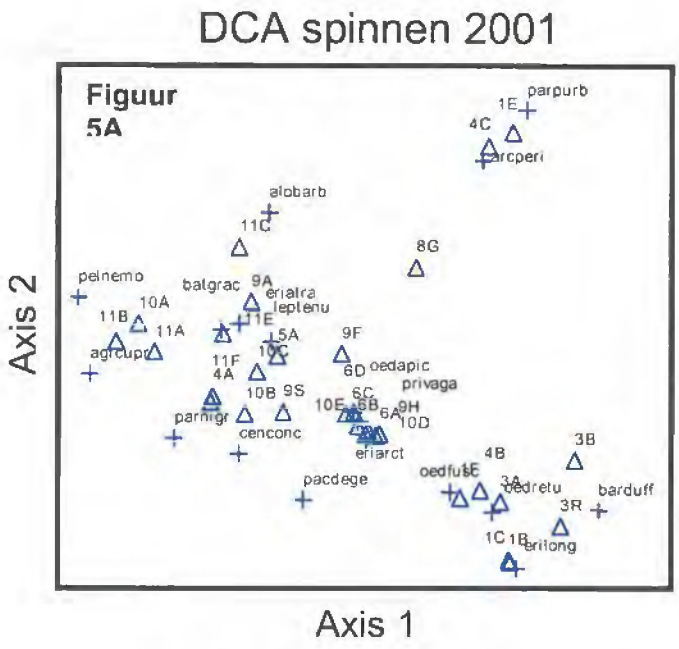
- helmduinen (4A,10A, 11A, 11B en 11C). Behalve drie ubiquistische, aëronautische soorten (*Bathyphantes gracilis, Lepthyphantes tenuis* en *Erigone atra*) is daarin ook de typische (bedreigde) duinsoort *Agroeca cuprea* talrijk aanwezig. Ook relatief talrijk zijn twee andere RL-soorten gebonden aan duinhabitats, namelijk *Alopecosa barbipes* en *Pelecopsis nemoralis*. Verder kwamen *Haplodrassus dalmatensis* en *Pardosa nigriceps* er ook talrijk voor.
- duingraslanden (9A, 10B en 11E). Behalve dezelfde drie ubiquistische, aëronautische soorten (*Bathyphantes gracilis, Lepthyphantes tenuis* en *Erigone atra*) is daarin ook de typische (bedreigde) *Argenna subnigra* aanwezig. Verder waren *Ozyptila simplex* en *Pardosa monticola* talrijk aanwezig.
- stations op pas vergraven gronden met aangelegde duinen, dijken, zoetwaterkwelzones en dergelijke. Voor deze stations is de talrijke aanwezigheid van zogenaamde storingssoorten (pioniersoorten) opvallend (de *Oedothorax* en *Erigone* soorten). Dank zij hun uitstekend "ballooning" gedrag zijn deze soorten in staat nieuw ontstane milieus snel te koloniseren. Hoopgevend is het verschijnen van *Arctosa perita* in de met helm aangeplante dijk (station 8G).
- stations van schorren en slikken met als typische soorten *Allomengea scopigera, Argenna patula, Pardosa purbeckensis, Erigone longipalpis* en *Baryphyma duffeyi*.

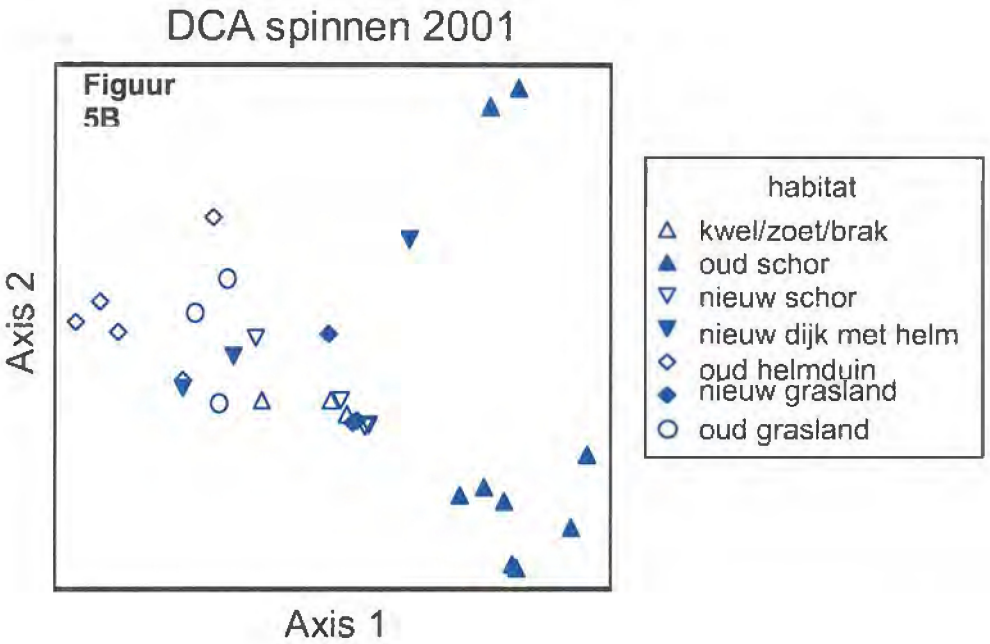
In de DCA-ordinaties groeperen de bemonsterde stations zich langs de eerste as in drie groepen:
1° de stations van de oude helmduin met de stations van de nieuwe dijk aangeplant met helm;
2° de stations van het oude grasland met de stations van het nieuwe grasland;
3° de stations van de oude schorre met de stations van de nieuwe schorre.

Deze drie groepen overlappen elkaar in sterke mate in de herfst 2001 (eerste staalname na uitvoering van de werken), in mindere mate in het eerste jaar (2002) en praktisch niet meer in het tweede jaar (2003). Dit betekent dat de spinnenfauna van de nieuwe aangebrachte habitats stilaan op de spinnenfauna van de oorspronkelijke bestaande habitats gaat gelijken.

Figuur 12.5a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de spinnen (najaar 2001).

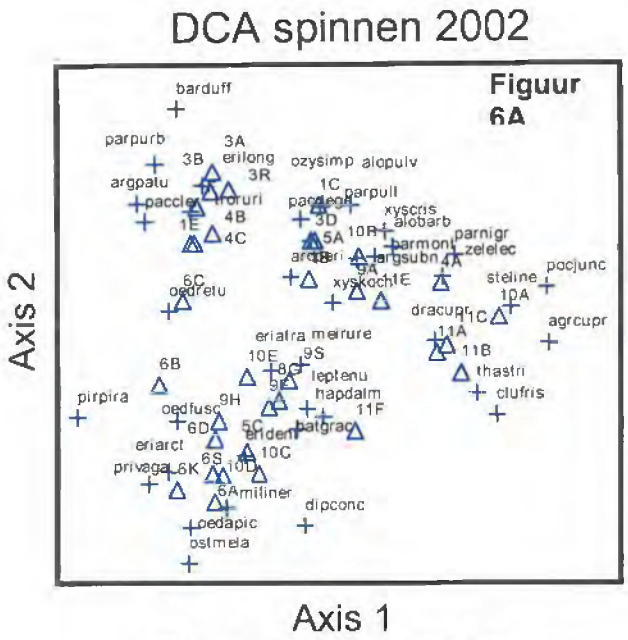
Figuur 12.5b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de spinnen (najaar 2001).

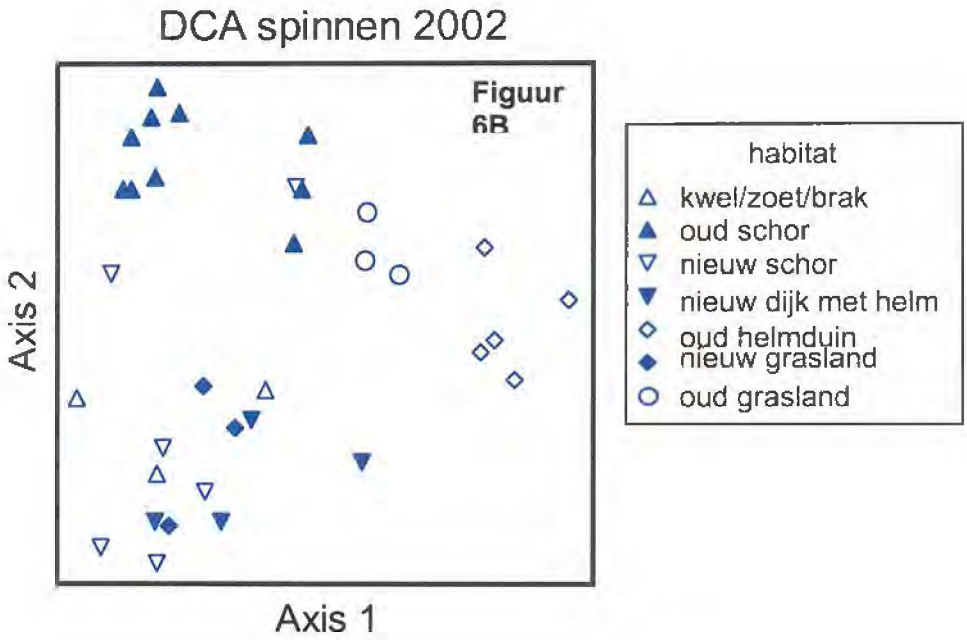




Figuur 12.6a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de spinnen (2002).

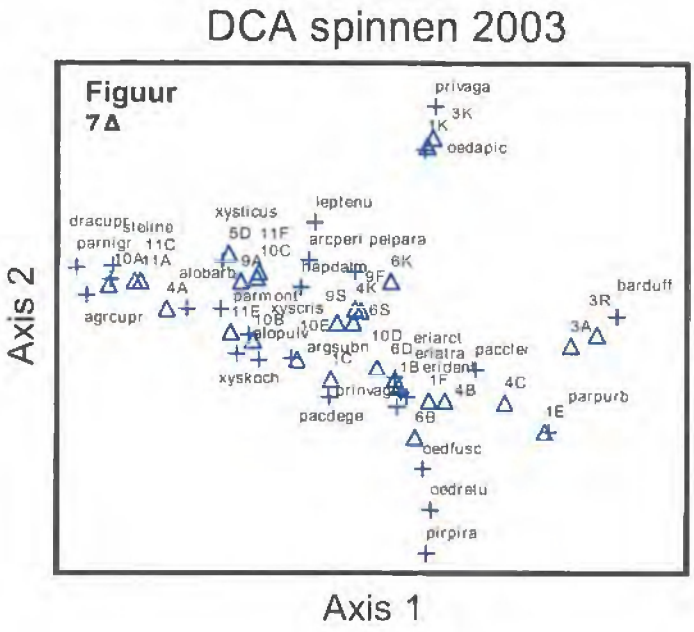
Figuur 12.6b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de spinnen (2002).

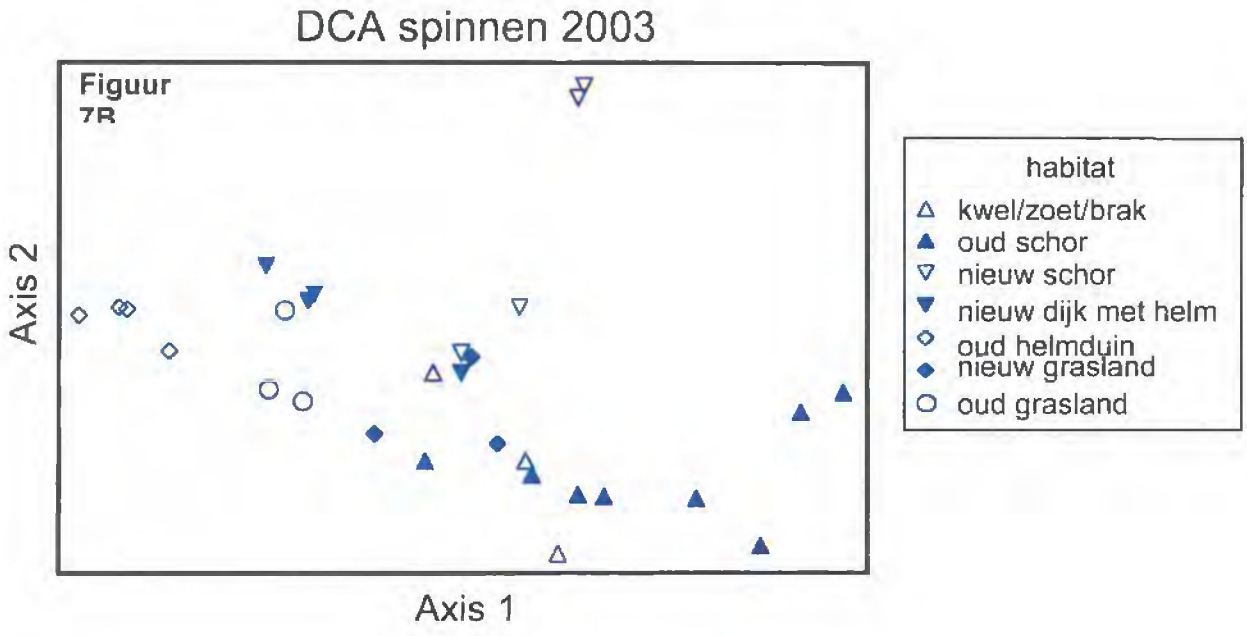




Figuur 12.7a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de spinnen (2003).

Figuur 12.7b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de spinnen (2003).





12.4 *Diversiteit, habitatspecificiteit en Rode Lijstsoorten*

De voorjaars- en najaarsvangsten van 2001, 2002 en 2003 van spinnen en loopkevers zijn samengevat weergegeven in bijlage 12.2. Per groep en per soort wordt daarin aangegeven of een waargenomen soort behoort tot de Rode lijst categorieën "Bedreigd", "Grens areaal" of "Momenteel Niet Bedreigd" (MNB). Voor de bedreigde soorten wordt de code opgegeven voor hun optimale habitat; voor de soorten die zeldzaam zijn bij ons - omdat hun areaalgrens door ons land loopt -wordt aangegeven of ze hier hun noord-, zuid- of westgrens bereiken. Die codes worden vertaald in tabel 12.2.

Tabel 12.2 - Rode Lijst-categoriën en habitat-codes

Rode Lijst-Categorie
1: Met uitsterven bedreigd
2: Sterk bedreigd
3: Kwetsbaar
4: Bedreigd maar niet gekend in welke mate
5: Zeldzaam in Vlaanderen wegens areaalgrens (N, Z of W-limiet)

Habitatcode
-Ae : stilstaand of zeer traagstromend eutroof water
-Aed : zoals Ae, met behoorlijke bedekking aan drijvende waterplanten
-Aes : zoals Ae, met goed ontwikkelde vegetatie van ondergedoken waterplanten
-Bl : loofbos
-Bld : droger loofbos (mesofiel loofbos)
-Bldd : droger loofbos met veel dood hout
-Bldo : open droger loofbos met rijke ondergroei
-Bldz : zomen van droger loofbos
-Bldzs : naar het zuiden gerichte zomen van droger loofbos
-Blm : moerassig loofbos
-Blmo : open moerassig loofbos
-Blmoh : open moerassig loofbos met vegetatie(zegge)-horsten
-Bln : nat loofbos
-Blnk : nat loofbos rijk aan korstmossen
-Blno : open nat loofbos
-Blnz : zomen van nat loofbos
-Gs : voedselarm grasland
-Gsd : droog schraal grasland
-Gsdb : droog schraal grasland rijk aan bloemen
-Gsdd : droog schraal grasland met dwergstruiken (b.v. heideplanten, Gaspeldoorn, Duindoorn)
-Gsdds : als Gsdd, naar zuiden gericht
-Gsdg : kortgazig droog schraal grasland
-Gsdk : kalkrijk droog schraal grasland
-Gsdo : droog schraal grasland met open grond
-Gsdos : als Gsdo, naar zuiden gericht
-Gsdoz : als Gsdo, aan zeereep
-Gsdp : droog schraal grasland met vegetatiepollen
-Gsdpm : droog schraal grasland met pollen en mieren
-Gsdps : droog schraal grasland met pollen, naar zuiden gericht
-Gsdpz : droog schraal grasland met pollen, aan zeereep
-Gsdv : verruigd droog schraal grasland
-Gsn : nat schraal grasland
-Gsnd : nat schraal grasland met dwergstruiken
-Gsnp : nat schraal grasland met pollen

-Gsnv : verruigd nat schraal grasland
-Hd : droge heidevegetatie
-Hdo : droge heidevegetatie, met veel open plekken (naakt zand en/of begroeid met korstmossen)
-Hdos : zoals Hdo, naar zuiden gericht
-Hn : natte heidevegetatie
-Hnh : natte heidevegetatie met *Sphagnum*
-Mc : moeras met grote zeggen
-Mr : moeras met Riet
-Mrv : moeras met verruigde rietvegetatie
-Ms : zuur laagveenmoeras
-Oo : onbegroeide oevers van beken en rivieren
-Os : stenige oevers van rivieren
-Oz : zandige oevers
-Szb : zoute en brakke schorren
-X, Y: habitat onvoldoende gekend, respectievelijk voor soorten van categorieën "Bedreigd in ongekende mate" en "Onvoldoende informatie".
-N, W, Z: zeldzame soorten, waarvoor de respectievelijk de noordgrens, de westgrens en de zuidgrens van hun areaal in onze regio gelegen is.

Het vangstaantal per soort per jaar werd omgerekend naar 5 stations (met elk 3 bodemvallen) per habitattype, met OS: oude schorre, NS: nieuwe schorre, OH: oud helmduin, DH: dijk met helmbeplanting, OG: oud duingrasland, NG: zich ontwikkelende nieuw duingrasland en KW: kwelgebiedjes aan voet nieuw aangelegde dijken en oevers gegraven duinplas. Het habitattype waartoe ieder station gerekend is, wordt opgegeven in tabel 12.1. Vermits de timing en de lengte van de vangstperiodes niet dezelfde zijn voor de drie jaar, zijn de opgegeven omgerekende vangstaantallen slechts goed vergelijkbaar binnen een jaar. Dit impliceert enige voorzichtigheid bij de interpretatie.
Voor de bedreigde soorten van de droge zandige terreinen (Gsd-soorten) zien we dat een aantal soorten die oorspronkelijk beperkt waren tot de oude helmduinen (OH) en de oude duingraslanden (OG) hun lokaal voorkomen duidelijk hebben kunnen uitbreiden en zich hebben kunnen vestigen in de nieuw ontstane droge zandige habitats: DH, NG en KW. Dit geldt voor de loopkevers *Calathus mollis* en *C. cinctus* en de spinnen *Arctosa perita, Argenna subnigra* en *Haplodrassus dalmatensis*. Misschien geldt dit ook voor de loopkevers *Harpalus vernalis, H. servus, Amara lucida* en *A. tibialis* en de spinnen *Agroeca cuprea, Clubiona frisia, Pardosa monticola, Thanatus striatus en Cheiracanthium virescens*. Deze soorten werden tot nu toe echter nog in onvoldoende aantallen gevonden om met zekerheid besluiten te kunnen trekken over het al dan niet reeds vestigen van een populatie. Verdere monitoring moet uitsluitsel geven of de waargenomen individuen in de nieuwe habitats een tijdelijke populatie tengevolge van een kolonisatie uit een naburig gunstig (bron-) gebied (vooral veel kans toe in jaren van hoge abundantie) dan wel goed gevestigde populaties zullen zijn. Voor de (constant ongevleugelde) loopkever *Demetrias monostigma* en de spinnen *Alopecosa barbipes, Trichopterna cito, Zelotes electus, Pelecopsis nemoralis, Ozyptila atomaria, Metopobractus prominulus, Xysticus erraticus* en *Ceratinops romana* sluit de omgeving in de nieuw ontstane habitats blijkbaar nog onvoldoende aan bij de oude, droge zandige habitats opdat ze daar al zouden kunnen voorkomen.
De gecreëerde habitats hebben ook aanleiding gegeven tot het verschijnen van nieuwe soorten in het gebied of minstens toch tot de ontwikkeling van abundante populaties van soorten die vroeger zeer sporadisch voorkwamen, zoals de zeldzame loopkevers *Dyschirius angustatus* en *Calathus ambiguus* en de spin *Ozyptila sanctuaria*. In hoeverre deze thermofiele soorten van gedeeltelijk open zandgrond bij verdere evolutie van het gebied (talrijk) aanwezig zullen blijven, zal nog moeten blijken bij verdere opvolging. De overige soorten van de droge zandige terreinen werden in de bemonsterde periodes in te lage aantallen gevangen om uitspraken over hun voorkomen te kunnen doen.
Voor de bedreigde soorten van natte zandige habitats (Gsn-soorten) zijn er dankzij het natuurherstel twee loopkeversoorten sterk uitgebreid in het gebied: *Dyschirius politus* en *Bradycellus distinctus*. Ook de spin *Robertus arundineti* koloniseerde die nieuw ontstane habitats. Ook hier is het blijven

(talrijk) voorkomen van die soorten in het reservaat nog onzeker omdat ze gebonden zijn aan nog niet begroeide, niet gestabiliseerde vochtige zandgronden.
Speciale soorten van zandige oevers (Oz-soorten) die als volledig nieuw opdoken in het gebied zijn de loopkevers *Bembidion pallidipenne, B. argenteolum, Chlaenius vestitus* en *Acupalpus brunnipes* en de spin *Pardosa agrestis*. De eerst vermelde soort is in ons land bijzonder zeldzaam en momenteel van slechts enkele plaatsen aan onze kust nog bekend. Deze soort blijkt echter vooral de eerste onbegroeide stadia van brak-zoet zandige oevers te koloniseren en vereist dan ook een continu aanwezige dynamiek om in een soort van metapopulatiestructuur op langere termijn te kunnen overleven. Momenteel is deze loopkever reeds bijna terug uit het studiegebied verdwenen, wat belangrijke consequenties kan hebben in verband met opties voor toekomstig noodzakelijk beheer.
Bij de bedreigde soorten die gebonden zijn aan slikken en schorren (Szb-soorten) zien we dat de loopkevers *Pogonus chalceus, Dicheirotrichus obsoletus, D. gustavii* en *Bembidion laterale* zich al goed thuis voelen in de nieuw ontstane schorgedeelten (zie ook hoger DCA-resultaten voor 2003). Voor *Dyschirius salinus* is dit niet het geval. Dit zou kunnen te wijten zijn aan het te weinig aanwezig zijn van kleiig substraat in die nieuwe schorren. Deze soort is inderdaad aan zeer fijnkorrelig, zout substraat gebonden en mijdt meer zandige afzettingen. Ook het zeer talrijk voorkomen van *Dicheirotrichus obsoletus* en *Bembidion laterale* op nieuw ontstane zones (in vergelijking met de congenerische soort *D. gustavii* typisch voor zware bodems) wijst in deze richting vermits deze loopkevers zeer duidelijk een meer zandig substraat verkiezen in vergelijking met andere schorsoorten. Ook voor de aan schor gebonden spinnen zijn de nieuwe schorren blijkbaar nog onvoldoende ontwikkeld. Vermoedelijk zullen deze spinnen pas de nieuwe schorren kunnen bevolken als de vegetatie voldoende aaneengesloten is en dus een stadium verder is dan de pionierbegroeiing door Klein schorrenkruid en Zeekraal.
Opvallend is het zeer abundant opduiken van de zuidelijke spinnensoort *Diplocephalus graecus* op de met duinzoden bedekte dijk (bijlage 12.3). Bij de loopkevers werd *Bembidion nigropiceum*, een vleugelloze soort met merkwaardige biologie, voor het eerst voor ons land aangetroffen in sterk verstoorde zones aan de basis van de nieuwe dijk (bijlage 12.4). Het lijkt echter waarschijnlijk dat deze interstitieel levende soort intussen alweer uit het gebied zal verdwenen zijn.
Zoals verder uit tabel 12.1 blijkt traden vooral onmiddellijk na het beëindigen van de graafwerken massale aantallen kleine soorten loopkevers en spinnen op die aangepast zijn aan sterk verstoorde omgevingen. Het zijn soorten die ook gekend zijn van voedselrijke rivieroevers, wegkanten en akkers, waar ze zich veelal voeden met springstaarten. Hun snel groeiende populaties op de sterk verstoorde gronden straalden ook uit naar de oude helmduinen en duingraslanden. Dit is vooral duidelijk in 2002. Dit effect neemt al af vanaf 2003.
Bij de overige soorten valt op dat er toch al heel wat soorten de nieuw ontstane habitats bevolkt hebben. Zo is het talrijk optreden van de aan moerassige situaties gebonden spin *Pirata piraticus* in de kwelzones opmerkelijk. De met zoden bedekte dijk wordt (nog?) niet zozeer gekoloniseerd door *Pelecopsis nemoralis* maar door haar aan voedselrijkere omstandigheden aangepaste zustersoort *Pelecopsis parallela*.

12.5 Metaalverontreiniging

De resultaten van de metingen van metaalconcentraties in de wolfspin *Pardosa purbeckensis* zijn weergegeven in tabel 12.3.

Tabel 12.3 – Cd-, Cu- en Zn-concentratie in de wolfspin *Pardosa purbeckensis*, uitgedrukt in µg/g, in vier schorgebieden. Het betreft de gemiddelde concentratie in minstens vijf individuen per staalnameplaats.

Plaats	Cd (in µg/g)	Zn (in µg/g)	Cu (in µg/g)
IJzermonding	1,8	484	202
IJzermonding	1,1	275	68,5
Zwin	4,3	406	213
Paardenschor (Doel)	9,3	341	127
Saeftinghe	10,7	401	136
Saeftinghe	10,7	414	165
Saeftinghe	17,4	499	138
Saeftinghe	20,0	552	146
Saeftinghe	18,9	534	146

Deze resultaten tonen dat in de dieren bemonsterd aan de IJzermonding gemiddeld genomen geen noemenswaardige stijging in metaalconcentratie vertonen, zeker niet in vergelijking met de overige bemonsterde gebieden; ze zijn zelfs gemiddeld genomen het laagst voor de IJzermonding. Vooral voor Cadmium zijn de concentraties beduidend lager dan voor de schorgebieden gelegen langs de Schelde of in het Zwin. Het laatste gebied ondervindt nog duidelijk de invloed van het vervuilde Scheldewater.

12.6 Conclusies, verder natuurherstel en suggesties voor vervolgonderzoek

Hoewel deze eerste resultaten op zich hoopgevend en interessant zijn, onder meer door het optreden van een aantal voor het gebied nieuwe soorten (o.a. een loopkever en spinnensoort nieuw voor ons land, cf. bijlagen 12.3 en 12.4), en door de vastgestelde uitbreiding van een aantal doelsoorten (typische soorten en/of Rode Lijstsoorten) in de nieuw ontstane habitats, is het duidelijk dat we slechts de prille beginsituatie hiervan aan de IJzermonding vastgelegd hebben gedurende dit project. Een verdere monitoring van het gebied is dan ook zonder meer noodzakelijk om tot een meer gefundeerde evaluatie te komen van de invloed van de uitgevoerde natuurherstelwerken op langere termijn. Dergelijke vervolgmonitoring is daarenboven ook van fundamenteel wetenschappelijk belang tegen de achtergrond van onze langetermijndata die inmiddels 15 jaar onafgebroken in het gebied verzameld worden (en nog steeds worden verder gezet). Dit moet ons immers in staat stellen het onderscheid te maken tussen gerichte veranderingen (ten gevolge van ecologische processen) of wijzigingen ten gevolge van (al dan niet stochastische) populatiedynamische schommelingen (van jaar tot jaar) in de loopkever- en spinnenpopulaties.

Een belangrijk bijkomend aspect dat totnogtoe niet echt aan bod kwam omvat populatiegenetische aspecten van een aantal van onze doelsoorten. Hiervoor hebben we in eerder onderzoek (o.a. binnen het kader van VLINA96/01, zie ook bijgevoegde referenties) een aantal loopkevers, spinnen en amphipoden onderzocht op hun genetische diversiteit en differentiatie in Vlaamse schorren, waaronder de IJzermonding. Het zou dan ook bijzonder interessant zijn dergelijk onderzoek in de toekomst te herhalen en te vergelijken tussen nieuw ontstane en oudere zones van de schorren van de IJzermonding, voor soorten die vroeger reeds in het gebied voorkwamen, zowel als voor eventueel nieuw verschenen of nog te verwachten loopkevers of spinnen waarvoor we reeds van andere gebieden over genetische informatie beschikken. Deze populatiegenetische gegevens kunnen van groot belang zijn in het kader van het inschatten van de overlevingswaarden op langere termijn van de onderzochte populaties.

Tenslotte stellen we reeds enkele jaren vast dat, ook in het oudere schorrengedeelte, verdergaande verzanding in toenemende mate in het oude schorgebied blijft optreden. De waargenomen loopkevers en spinnen op de nieuw ontstane schorren wijzen ook eerder naar een evolutie op vrij zandig i.p.v. kleiig substraat. Het lijkt dan ook voor de hand te liggen dat er op korte zowel als lange termijn allicht nieuwe ingrepen of bijsturingen zullen nodig zijn om te vermijden dat deze evolutie zich verder doorzet met eventueel verlies of ernstige bedreigingen voor typische en bijzonder zeldzame soorten van loopkevers en spinnen.

Naar toekomstige monitoring en fijnstelling van het beheer toe kan op basis van de terrestrische ongewervelde fauna vooral gesteld worden dat uit het lange termijnonderzoek naar voor komt dat de oude schor niet alleen klein is maar in vergelijking met vroeger (jaren 60, 70 van vorige eeuw) sterk verzand is. Dit blijkt uit de relatief sterke recente aanwezigheid van daaraan gebonden kevers en spinnen en het verminderen in abundantie van kevers en spinnen gebonden aan kleiig substraat over die langere observatieperiode. Als die verzanding zich doorzet op de oude schor is de beste hoop voor het overleven van de laatst vermelde ecologische groep dat er voldoende grote oppervlakte door slibrijk substraat gedomineerde schorre ontstaat in de afgegraven delen.
Uit het lange-termijn-onderzoek blijkt voor wat betreft het beheer en de gevolgen ervan voor de ongewervelde fauna dat in de mate van mogelijke door de beheerders ruimte moet gelaten worden om opstellingen voor monitoring te voorzien die toelaten algemeen beïnvloedende factoren (jaar-tot-jaar schommelingen in klimaat, globale tendensen daarin, konijnendensiteiten, eventuele N-depositie) en beïnvloeding door beheer op zich (al dan niet begrazen, aard en intensiteit ervan) van elkaar te onderscheiden. Dit zou kunnen gebeuren door een overleg tussen terreinbeheerders en betrokken wetenschappers. Pas dan zouden er meer gedetailleerde besluiten uit bemonsteringen getrokken kunnen worden en dus meer eenduidige adviezen versterkt worden.
Nu kunnen we er alvast op wijzen dat het zeker niet uitgesloten is dat het samenvallen van het instellen van begrazing door schapen in het noordelijk begrazingsblok en het gaan domineren van spinnen en loopkevers van aaneengesloten duingrasland ten koste van soorten van mosduin met veel open plekken, mogelijk te wijten is aan die vorm van beheer, hoewel anderzijds de algemene toename in atmosferische N-depositie hierin ook een rol kan spelen (zie ook hs. 11.3.4.4, 11.7.2, 11.8.3 en 12.6).

Succes van natuurherstel gemeten aan de hand van Diptera (vliegen) met speciale aandacht voor de Dolichopodidae (slankpootvliegen)

Patrick GROOTAERT, Marc POLLET, Dries BONTE & Wouter DEKONINCK
m.m.v. Konjev Desender, Léon Baert, Jean-Pierre Maelfait en Rudiger Claus.

12.6 Inleiding tot de monitoring van Diptera

Om het succes te meten van natuurherstel kunnen verschillende groepen gebruikt worden. Klassiek gebruikt men planten, maar een succesvolle herkolonisatie met planten betekent nog niet dat alle karakteristieke diergroepen terug zijn. Het huis, zijnde de vegetatie, kan hersteld zijn maar daarom zijn de bewoners van dit huis, waaronder de ongewervelden, nog niet terug.
Naast loopkevers en spinnen, waarvan gerapporteerd in 12.1-12.5, hebben we in de huidige studie een aantal vliegenfamilies gebruikt waarvan een aantal doelsoorten gekend zijn die typisch zijn voor de habitatdoeltypes die hier worden nagestreefd, met name schor en duinhabitats.
We gebruikten de families dansvliegen, slankpootvliegen, roofvliegen, viltvliegen, wapenvliegen en maartse vliegen. De meeste van deze groepen werden reeds in 1989 en 1992 in het gebied van de IJzermonding en het militair domein van Lombardsijde onderzocht zodat we recente historische gegevens ter beschikking hebben om mee te kunnen vergelijken.

12.6.1 Vraagstelling

De vraagstelling zoals geformuleerd in de onderzoeksopdracht was de volgende:

Uitgaande van een aan te leggen databank over de soorten die in het gebied voorkomen, moet afgeleid worden

1. Wat de actueel aanwezige fauna in het onderzoeksgebied is en hoe snel de kolonisatie van natuurherstelprojecten verloopt.
2. Welke biodiversiteitswaarden dit vertegenwoordigt (cf. Rode lijstsoorten, genetische diversiteit)
3. Welke de specifieke habitatkarakteristieken van deze soorten zijn
4. Welke de hieruit af te leiden specifieke noodzakelijke maatregelen zijn voor een meer succesvol natuurherstel van het gebied.

12.7 Methoden

Gedurende 3 opeenvolgende jaren werd de vliegenfauna met witte waterbakjes bemonsterd (Pollet & Grootaert, 1994). Tijdens 2003 werden tevens interceptievallen onder de vorm van venstervallen gebruikt.

12.7.1 Witte waterbakjes

Op vier stations werden zgn. witte waterbakjes geplaatst; deze werden evenwel niet elk jaar bemonsterd. Bijna steeds werd gestart met de bemonstering half april en geëindigd eind september. Per station werden 4 witte plastic bakjes geplaatst (rechthoekig 15 x 11cm, 7cm hoog; 3cm ingegraven in de bodem) gevuld met een lichte formoloplossing en zeepwater. De vallen werden om de veertien

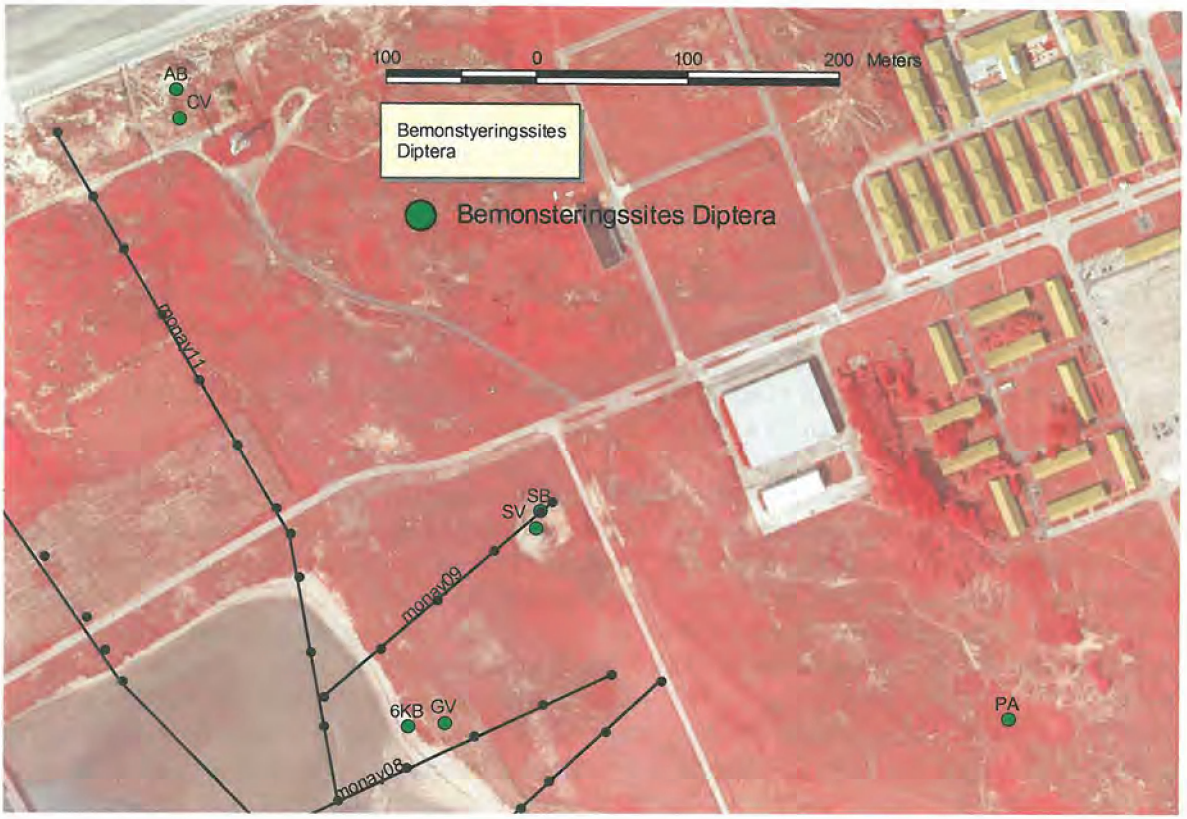
dagen geledigd en er werd bemonsterd van half april tot eind september (11 staalnames per jaar) zijnde het vliegseizoen van de meeste Diptera.

Station PA is een duinpan met *Parnassia* gelegen op het militair domein. Dit station werd reeds bemonsterd in 1989 en 1992. Tijdens de bemonstering van 2001 werd het gemaaid in augustus. Na 2001 werd het niet meer bemonsterd. Het is een referentie voor een goed ontwikkelde duinpan.
Station CV (fig. 12.8) ligt in een oud helmduin langs de binnenzijde van de zeereep. De vallen stonden opgesteld in een valleitje met bijna kaal zand. Daar het geëxponeerd is naar het Zuiden en in de luwte van de zeereep wordt het er erg warm. Dit station werd bemonsterd in 2002 en 2003. Het werd eerder bemonsterd in 1989. Het is een referentie voor een oud helmduin.
Station GV (fig. 12.8) ligt op de een nieuw aangelegde dijk die beplant werd met helm. Aanleg en beplanting dateren van 2001. De bemonstering werd gestart in april 2002. Het werd opnieuw bemonsterd in 2003.
Station SV (fig. 12.8) ligt langs de rand van een artificiële duinpanne met een permanente poel. Het werd gegraven in 2000 en de bemonstering werd gestart in 2001. Gedurende de 3 opeenvolgende jaar van bemonstering (2001, 2002, 2003) is de oever steeds kaal gebleven.

12.7.2 Venstervallen

Drie stations werden bemonsterd vanaf 11 April 2003 tot en met 10 Oktober 2003. De venstervallen bestonden uit een bak (50x50cm x10cm hoogte), op ongeveer 80cm hoogte geplaatst. De bak is groen aan de buitenzijde en wit aan de binnenzijde. Op de bak staan diagonaal twee plexiplaten gekruist gemonteerd. Ze zijn 30cm hoog. De bak is gevuld met een lichte formoloplossing met zeepwater.
Station AB (fig. 12.8) ligt in de zeereepduinen (richting zee). De val intercepteert passage van insecten die langs de loefzijde van de zeereepduinen vliegen. Het station CV ligt er op een 20-tal meter vandaan maar langs de lijzijde van de zeereep.
Station 6KB (fig. 12.8) ligt op de overgang van de nieuwe duinen en van de nieuwe schorre (aangelegd in 2002). Geen vegetatie maar Zeekraal verscheen hier en daar in 2003. Het station GV ligt er een 100m vandaan maar op de berm die beplant werd met helm (2001).
Station SB (fig. 12.8) ligt op de rand van een artificieel duinpannetje met een permanente poel. Het station SV ligt aan de rand van de poel.

Alle gegevens werden opgeslagen in een Excelbestand dat vervolgens gekoppeld werd aan de Access databanken EMPISDAT, LOCDAT en REDLIST.



Figuur 12.8 – Locatie van de witte waterbakjes en venstervallen, gebruikt voor de bemonstering van Diptera (witte waterbakjes: PA, CV, GV, SV; venstervallen: AB, 6KB, SB). Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.

12.8 Diptera, resultaten en discussie

12.8.1 Empididae (dansvliegen)

Dansvliegen zijn prederende en nectaretende vliegen. In de Vlaamse kustregio werden tot nu toe 94 soorten waargenomen (Grootaert & Pollet, 2004). Dit is meer dan één derde van alle soorten die voor Vlaanderen werden genoteerd. Veertien soorten zijn duinspecifiek en opgenomen in de Rode lijst. Deze soorten komen in de duinstreek voor op het hoogstrand, in schorren, duinpannen en grijze duinen. Tien soorten komen in Vlaanderen enkel aan de kust voor. Veel soorten gebruiken struwelen waarschijnlijk als een tijdelijk of permanent refugium. De bescherming van deze habitats is dus van primordiaal beland voor het behoud van de specifieke dansvliegenfauna[17]
Een overzicht van de soorten met hun habitatpreferentie en aanduiding van hun Rode lijst status kan men vinden in tabel 12.5.
Tabel 12.4 geeft een vergelijking tussen de verschillende stations tijdens de verschillende jaren nl. 1989, 1992, 2001, 2002 en 2003. Het zijn enkel de gegevens van de witte waterbakjes.
De resultaten van 1989 en 1992 worden uitvoerig in Pollet & Grootaert (1996) besproken en kunnen dus als referentie dienen voor de nieuwe bemonsteringen.
De binnenzijde van de zeereepduinen (CV) zijn in feite reeds oude helmduinen. Het station is niet erg rijk aan soorten wat waarschijnlijk te wijten is aan de zeer extreme temperaturen en de droogte. We vinden er evenwel nu meer soorten waarvan slechts 4 doelsoorten voor het duingebied. De andere zijn eurytope soorten. De aanwezigheid van *Empis (X.) punctata* en *Empis (Pol.) opaca* wijzen op verstoring in de buurt. De eerste is een soort van duinbosjes, de tweede van rietland.

[17] We verwijzen naar het boek "Levende duinen. Een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust" voor meer informatie over de biologie van dansvliegen (Grootaert & Pollet, 2004).

We kunnen de fauna van het nieuw aangelegd en met helm aangeplante duin gelegen op de dijk (GV) enigszins vergelijken met CV. Maar het is er vochtiger en in de onmiddellijke nabijheid liggen kwelputjes. Het microklimaat (expositie aan de zon en de wind) is er ook niet zo extreem als in CV. Er worden meer soorten gevonden en 8 doelsoorten werden er tijdens de 3 monitoringjaren gevonden. Dat is een stuk meer dan aan de zeereep. Het nieuw ontstane gebied was dus al duidelijk aantrekkelijk voor de doelsoorten. Het laatste jaar (2003) werden veel minder individuen, minder soorten en minder doelsoorten gevangen, maar dit is wellicht te wijten aan de zeer warme zomer van 2003.
Het duinpoeltje (SV) werd reeds vanaf het eerste jaar gekoloniseerd en zowel de aantallen individuen als de doelsoorten nemen toe tot in 2003, kortom het wordt steeds waardevoller. Het is de beste site van het duingebied met 9 doelsoorten. Het is wel nog niet te vergelijken met de Parnassiapanne gelegen op een 100-tal meter er vandaan. De staalname in de Parnassiapanne was echter grondig verstoord door het verwijderen van de nabijgelegen duinbosjes in 1999 waardoor een aantal niet-typische soorten de soortenrijkdom vervalsen. In 1992 en in 2001 vonden we er respectievelijk 8 soorten waarvan 4 doelsoorten en 19 soorten waarvan 5 doelsoorten.

Tabel 12.5 toont de gegevens bekomen met zowel de witte waterbakjes op de grond als de venstervallen. Op die manier kunnen we min of meer de activiteit op de bodem en de dispersie in de lucht vergelijken. We stellen vast dat langs de zeereep (AB zeezijde) het hoogste aantal soorten (21 soorten) wordt gevangen maar er zijn slechts 4 doelsoorten. De andere zijn vooral eurytope soorten. Met uitzondering van *Hilara lundbecki*, een zeer vagiele schorre- en pannesoort en van *Platypalpus strigifrons*, vertonen de twee andere doelsoorten er een geringe activiteit. Langs de nieuwe schorre (6KB) is er eveneens een grote activiteit van diverse soorten (18 soorten), maar hier vinden we wel 6 van de 7 doelsoorten. Dit gebied is amper een jaar vrijgekomen en krijgt toch reeds het bezoek van de doelsoorten. Daarenboven is een doelsoort van het strand, *Chersodromia hirta*, er gevonden. Deze laatste is vrij abundant op het strand voor de zeereep en wordt nu voor het eerst in de schorre gevonden.

12.8.1.1 Gevolgen van verstoring

We zien een aantal soorten op plaatsen waar ze normaal niet verwacht worden. Men zou dit kunnen wijten aan dispersie, maar dansvliegen zijn normaal erg honkvast. Doelsoorten die buiten hun habitat worden gevonden zijn wellicht verstoord geworden.
Empis (Xanthempis) punctata, is een grote, gele soort en ze is een doelsoort van duinbosjes. In het binnenland wordt ze alleen nog gevonden in bossen op zandgrond. Haar aanwezigheid op open plaatsen (helmduin en Parnassiapanne) wijst op een verstoring die opgetreden is in 2000 wanneer de duinbosjes in de omgeving (naast de Parnassiapanne op het militair domein) gekapt werden. Deze soort was zeer abundant in die bosjes en werd alleen daar gevonden. Bij het verwijderen van de bosjes zaten de larven en de poppen nog in de bodem en zijn het jaar nadien gewoon uitgeslopen en op zoek gegaan naar een geschikte habitat.
Empis (Polyblepharis) opaca is eveneens een robuuste soort typisch voor rietland. Haar aanwezigheid in droge stukken kan wellicht verklaard worden door de aanwezigheid van kleine veldjes riet in de nabijheid.
De sporadische aanwezigheid van een aantal eurytope soorten in het gebied hoeft niet perse uitgelegd te worden door de verstoring die plaatsvond. Het kan een invloed gehad hebben, maar we wijten het eerder aan het feit dat eurytope soorten een beter dispersievermogen hebben en zo continu in het gebied terecht komen. Hun populaties blijven er evenwel steeds bijzonder laag.

12.8.1.2 Conclusies dansvliegen

Dansvliegen houden van een zekere luchtvochtigheid en niet van een te droge bodem. *Tachydromia sabulosa* is eigenlijk de enige soort die bijna constant op het naakte zand tussen de Helm voorkomt. Ze tolereert zeer goed rechtstreekse blootstelling aan de zon.

1. Snelle kolonisatie van de nieuwe gebieden door de doelsoorten;

2. Sites met vochtige bodems zijn het rijkst aan doelsoorten;
3. Verstoring zichtbaar door doelsoorten van andere habitats, waarschijnlijk te wijten aan de talrijke ingrepen in de habitats in het gebied;
4. Nieuwe soorten duiken op in het gebied door de nieuw gecreëerde habitats;
5. Dynamiek in het gebied heeft een positief effect op de diversiteit. De doelsoorten van duin, schorre en overgang van zoet- naar zoutwatergebieden zijn blijkbaar goed aangepast aan deze dynamiek terwijl zelfs eurytope soorten dat niet zijn;
6. Refugia onder de vorm van struwelen zal positief zijn voor bepaalde (doel)soorten.

Tabel 12.4 – Vergelijking van de dansvliegen (Empididae) tussen de verschillende stations tijdens de verschillende waarnemingsjaren, nl. 1989, 1992, 2001, 2002 en 2003 (gegevens verzameld met witte waterbakjes).

	Zeereep			nieuw duin			Parnassia duinpan		nieuw duinpoeltje			
	2002	2003	1989	2001	2002	2003	2001	1992	2001	2002	2003	
Viercode/station	CV02	CV03	CV89	GV01	GV02	GV03	PA01	PA92	SV01	SV02	SV03	Totaal ind.
Cher curs					1				6	17	33	57
Clhy stag				2								2
Cros flex							4					4
Cros humi	1			1	1							3
Cros mini							1					1
Cros nigr		1		1		1	1	1				5
Cros seti						1		1		8	19	29
Drap exil		1										1
Drap pusi		1										1
Drap simu											10	10
Eemp caud						1						1
Eemp nigr		1					1	2				4
Eemp prae					1							1
Eeue tess					1							1
Epol opac	2	2		3	3	1	5				1	17
Exan punc		3					25				3	31
Exan ster							1					1
Hila clyp				4	4		5	1	2	2		18
Hila lund	3			6	8	5	3	312	43	12	27	419
Plat agil							1					1
Plat albo								6				6
Plat annu				3	1				1			5
Plat anpe					1							1
Plat cand							1					1
Plat dess				1								1
Plat exci		1		2	2		3		2	1	2	13
Plat loco				2			5					7
Plat lose	2	1		1					2			6
Plat minu									1			1
Plat pave	1			3	4		10			1		19
Plat pygi							2					2
Plat stri	4	1	10	57	48	11	11	9	23	13	47	234
Racl long	1											1
Rrha sulc											1	1
Tadr aemu						1	1					2
Tadr arro	1						2	1				4
Tadr sabu							1				6	7
Tadr terr	1			17	38	12			1	9	54	132
Totaal ind.	16	12	10	103	113	33	83	333	81	63	203	1050
Totaal soorten	9	9	1	14	13	8	19	8	9	8	11	38
Doelsoorten	3	2	1	6	6	4	5	4	6	7	8	10

Tabel 12.5 – Overzicht van de Empididae (dansvliegen) van het VNR De IJzermonding met hun habitatpreferenties en hun rode lijststatus.

	SV03	CV03	GV03	AB	6KB	SB	Totaal ind.
Cher curs	45			1	4		50
Cher hirt					1		1
Cros humi				1			1
Cros nigr		1	1	1	3	1	7
Cros seti	19		1		1	2	23
Doli irro						1	1
Drap assi				1			1
Drap exil		1		3			4
Drap pari					1		1
Drap pusi		1					1
Drap simu	10						10
Eemp caud			1			1	2
Eemp chio				1			1
Eemp nigr		1		2		1	4
Epol opac	1	2	1	1	2	9	16
Exan punc	2	3		4	3	3	15
Exan ster				1			1
Hila clyp						2	2
Hila lund	27		5	43	3	2	80
Plat annu				1	2		3
Plat coxa				1			1
Plat exci	2	1		2	1	1	7
Plat loco				1		1	2
Plat lose		1		31	5	1	38
Plat minu				11	1		12
Plat pave				32	10	16	58
Plat stri	47	1	11	15	5	15	94
Rhol nigr				1			1
Rmeg anom					1		1
Rrha subc					7		7
Rrha sulc	1						1
Tadr aemu			1		2	1	4
Tadr sabu	8						8
Tadr smit						3	3
Tadr terr	54		12		1		67
Ther annu				2			2
Totaal ind.	216	12	33	156	53	60	530
Totaal soorten	11	9	8	21	18	16	36
Doelsoorten	7	2	4	4	7	4	7

viercode	soortnaam	Rode lijst statuut
Cher curs	Chersodromia cursitans Zetterstedt, 1819	3. Kwetsbaar
Cher hirt	Chersodromia hirta Walker, 1835	4. Zeldzaam
Clhy stag	Clinocera (Hydrodromia) stagnalis (Haliday, 1833)	0. Uitgestorven
Cros flex	Crossopalpus flexuosus (Loew, 1840)	4. Zeldzaam
Cros humi	Crossopalpus humilis (Frey, 1913)	6. Momenteel niet bedreigd
Cros mini	Crossopalpus minimus (Meigen, 1838)	6. Momenteel niet bedreigd
Cros nigr	Crossopalpus nigritellus (Zetterstedt, 1842)	6. Momenteel niet bedreigd
Cros seti	Crossopalpus setiger (Loew, 1859)	4. Zeldzaam
Doli irro	Dolichocephala irrorata (Fallén, 1815)	6. Momenteel niet bedreigd
Drap assi	Drapetis assimilis (Fallén, 1815)	4. Zeldzaam
Drap exil	Drapetis exilis Meigen, 1822	7. Onvoldoende gekend
Drap pari	Drapetis parilis Collin, 1926	6. Momenteel niet bedreigd
Drap pusi	Drapetis pusilla Loew, 1859	6. Momenteel niet bedreigd
Drap simu	Drapetis simulans Collin, 1961	6. Momenteel niet bedreigd
Eemp caud	Empis (Empis) caudatula Loew, 1867	4. Zeldzaam
Eemp chio	Empis (Empis) chioptera Meigen, 1804	6. Momenteel niet bedreigd
Eemp nigr	Empis (Empis) nigripes Fabricius, 1794	6. Momenteel niet bedreigd
Eemp prae	Empis (Empis) praevia Collin, 1927	6. Momenteel niet bedreigd
Eeue tess	Empis (Euempis) tessellata (Fabricius, 1794)	6. Momenteel niet bedreigd
Epol opac	Empis (Polyblepharis) opaca Meigen, 1804	6. Momenteel niet bedreigd
Exan punc	Empis (Xanthempis) punctata Meigen, 1804	4. Zeldzaam
Exan ster	Empis (Xanthempis) stercorea Linnaeus, 1761	6. Momenteel niet bedreigd
Hila clyp	Hilara clypeata Meigen, 1822	4. Zeldzaam
Hila lund	Hilara lundbecki Frey, 1913	4. Zeldzaam
Plat agil	Platypalpus agilis (Meigen, 1822)	6. Momenteel niet bedreigd
Plat albo	Platypalpus albocapillatus (Fallén, 1815)	4. Zeldzaam
Plat annu	Platypalpus annulatus (Fallén, 1815)	6. Momenteel niet bedreigd
Plat anpe	Platypalpus annulipes (Meigen, 1822)	6. Momenteel niet bedreigd
Plat cand	Platypalpus candicans (Fallén, 1815)	4. Zeldzaam
Plat coxa	Platypalpus coxatus (Zetterstedt, 1842)	4. Zeldzaam
Plat dess	Platypalpus dessarti Grootaert, 1983	4. Zeldzaam
Plat exci	Platypalpus excisus (Becker, 1907)	3. Kwetsbaar
Plat loco	Platypalpus longicornis (Meigen, 1822)	6. Momenteel niet bedreigd
Plat lose	Platypalpus longiseta (Zetterstedt, 1842)	6. Momenteel niet bedreigd
Plat minu	Platypalpus minutus (Meigen, 1804)	6. Momenteel niet bedreigd
Plat pave	Platypalpus pallidiventris (Meigen, 1822)	6. Momenteel niet bedreigd
Plat pygi	Platypalpus pygialis Chvala, 1973	4. Zeldzaam
Plat stri	Platypalpus strigifrons (Zetterstedt, 1849)	3. Kwetsbaar
Racl long	Rhamphomyia (Aclonempis) longipes (Meigen, 1804)	6. Momenteel niet bedreigd
Rhol nigr	Rhamphomyia (Holoclera) nigripennis (Fabricius, 1794)	6. Momenteel niet bedreigd
Rmeg anom	Rhamphomyia (Megacyttarus) anomalipennis Meigen, 1822	7. Onvoldoende gekend
Rrha subc	Rhamphomyia (Rhamphomyia) subcinerascens Collin, 1926	6. Momenteel niet bedreigd
Rrha sulc	Rhamphomyia (Rhamphomyia) sulcata (Meigen, 1804)	6. Momenteel niet bedreigd
Tadr aemu	Tachydromia aemula (Loew, 1864)	4. Zeldzaam
Tadr arro	Tachydromia arrogans (Linnaeus, 1761)	6. Momenteel niet bedreigd
Tadr sabu	Tachydromia sabulosa Meigen, 1830	1. Met uitsterven bedreigd
Tadr smit	Tachydromia smithi Chvala, 1966	4. Zeldzaam
Tadr terr	Tachydromia terricola Zetterstedt, 1819	4. Zeldzaam

12.8.2 Dolichopodidae (Slankpootvliegen)

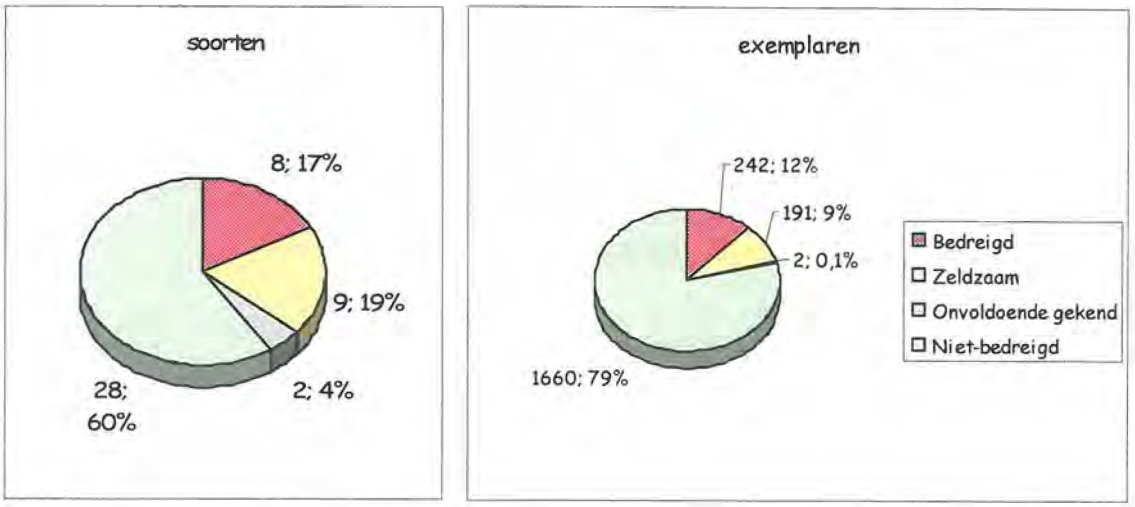
Marc POLLET

De Slankpootvliegen worden wat uitgebreider behandeld, ondermeer vanwege de ruime kennis die voorhanden is over deze groep en omwille van hun hoge indicatorwaarde.

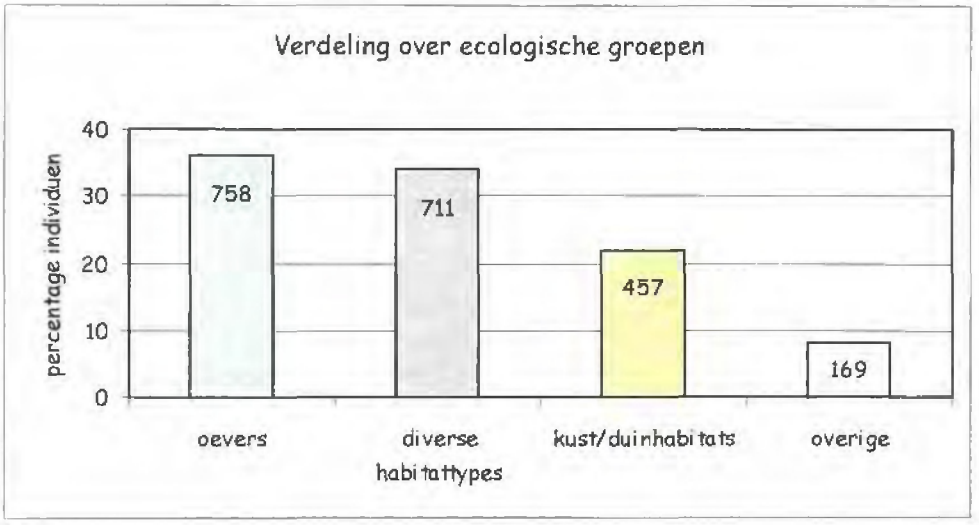
12.8.2.1 Slankpootvliegen als bioindicatoren

Slankpootvliegen of Dolichopodidae (Diptera) is een soortenrijke taxonomische groep met ca. 790 soorten in Europa (Pollet & Pape, 2002), waarvan er ca. 300 werden aangetroffen in België en - tot 1997 – 260 in Vlaanderen (Pollet, 2000). Slankpootvliegen kenmerken zich door een doorgaans metallisch groene lichaamskleur, een lateraal afgeplat lichaam, lange poten, uitstulpende monddelen en een gereduceerde vleugeladering. Hun afmetingen zijn aanzienlijk kleiner (lichaamslengte van 1-10 mm) dan bij bv. zweefvliegen (Syrphidae) of roofvliegen (Asilidae), maar de mannelijke secundaire geslachtskenmerken, die voornamelijk aan de poten, vleugels, antennen en lichaam worden aangetroffen en worden gebruikt tijdens de hofmakerij, zijn des te opvallender.
Dolichopodidae komen in alle terrestrische tot semiterrestrische biotopen voor, waar ze vaak heel soortenrijk en met hoge abundanties optreden. Het meest interessant blijken hierbij slikken en schorren, vochtige heide en veengebieden, vochtige bossen, hooilanden en oevers van beken, rivieren of stilstaande waters. Droge gebieden, zoals diverse duinhabitats en droge heide vertonen een lagere soortenrijkdom, maar bepaalde soorten komen er in grote densiteiten voor. In tegenstelling tot Speight (1986), die slankpootvliegen als een "auxiliary group" beschouwt voor "wetlands", lijkt deze insectenfamilie in zowel droge als vochtige habitats bijzonder geschikt als bioindicatoren (Pollet & Grootaert, 1994c, 1999; Pollet, in druk).
Tabel 12.6 geeft een overzicht van de slankpootvliegensoorten, die tijdens 2001-2003 in het kader van het MONAIJ-project d.m.v. witte watervallen en venstervallen in duinhabitats te Nieuwpoort-Lombardsijde werden verzameld.
Van de 154 soorten die tot 1997 in de ecoregio "duinen" werden aangetoond (Pollet, 1999) en de 70 soorten die tot 1997 van Nieuwpoort gekend zijn, leverde het MONAIJ-project er 47 (met 2.097 individuen) op die met absolute zekerheid konden geïdentificeerd worden. Dit aantal vertegenwoordigt 30.5% van de duinen- en 18.1% van de Vlaamse slankpootvliegenfauna. Over de identiteit van *Syntormon pseudospicatum* bestaat momenteel nog twijfel, terwijl de variabele of onduidelijke kenmerken bij 16 exemplaren geen eenduidige determinatie toelieten.
Alle soorten werden reeds eerder in het Belgische duinengebied aangetroffen, maar 5 soorten werden voorheen nog niet aan de IJzermonding te Nieuwpoort vastgesteld: *Aphrosylus celtiber*, *Hydrophorus praecox*, *H. viridis*, *Tachytrechus insignis* en *Rhaphium appendiculatum*. Behalve de eurytope bossoort *R. appendiculatum* zijn alle overige soorten sterk gebonden aan kustgebieden (slikken en schorren, strand) of vochtige, kortgrazige habitats op zandgrond (zie verder).
Fig. 12.9 vergelijkt de verdeling van de soorten en individuen over de Rode lijstcategorieën (Pollet, 2000). Van de Rode Lijstsoorten zijn er 2 met uitsterven bedreigd (Rode Lijstcategorie 1), 2 bedreigd (RL 2) en 4 kwetsbaar (RL 3). Het betreft hier steeds soorten die in België momenteel uitsluitend tot hoofdzakelijk aan de kust voorkomen en een uitgesproken voorkeur vertonen voor habitats als slikken en schorren, duingraslanden of –struwelen. De 28 eurytope soorten vertegenwoordigen vrijwel 4/5 van de verzamelde individuen.
Fig. 12.10 geeft de verdeling van de verzamelde individuen over de voornaamste ecologische groepen. Naast de 14 eurytope soorten die ca. 1/3 van de vangsten uitmaken, vertegenwoordigen de 12 soorten die typisch zijn voor kust- en duinhabitats meer dan 1/5 van de individuen. Op individuniveau lijken de oeversoorten het belangrijkst, maar dit is grotendeels te wijten aan slechts één soort, *Chrysotus suavis*, die met 649 exemplaren maar liefst 30.1% van de verzamelde individuen uitmaakt. Onder de

ecologische restgroep ("overige") treffen we o.a. soorten van zandige habitats en heide aan, die ook aan open, zandige habitats zijn gebonden, maar niet beperkt zijn tot het duingebied.



Figuur 12.9 - Verdeling van soorten en individuen over gecombineerde Rode Lijstcategorieën. Bedreigd: RL categorieën 1, 2 en 3; Zeldzaam: RL categorieën zZ, Z en vZ (zie Pollet, 2000).



Figuur 12.10 - Procentuele verdeling slankpootvliegindividuen over ecologische klassen (aantal individuen in kolommen aangeduid)

12.8.2.2 Bespreking bedreigde en zeer zeldzame Slankpootvliegsoorten

Hieronder volgt een bespreking van de Rode Lijstsoorten en de zeer zeldzame *A. celtiber*.

***Machaerium maritimae* Haliday, 1832**
HUIDIGE STATUS IN VLAANDEREN: Rode Lijstcategorie 1 (Met uitsterven bedreigd).

VERSPREIDING IN BELGIË: vóór 1981 gekend van 4 lokaliteiten aan de Belgische kust en in de Scheldemonding; vanaf 1981 slechts van 2 atlasblokken (1.2% van de bemonsterde atlasblokken) in Vlaanderen gemeld nl. de natuurreservaten "De IJzermonding" te Nieuwpoort en "Het Zwin" te Knokke; de grootste populatie werd tot hier toe in Nieuwpoort vastgesteld.
ECOLOGIE: zoutbehoevende kustsoort van mariene littorale milieus (slikken en schorren, stranden). Ze komt in geheel Europa uitsluitend aan de kust voor (Verrall, 1905; Lundbeck, 1912) waar ze een uitgesproken voorkeur vertoont voor intertidale slikplaten, slikken en schorren (Mercier & Parent, 1925; Kabos, 1954; Meyer & Heydemann, 1990; Crossley, 1996). Vooral in kweldergras- (Sommer, 1978) en kweldergras-zeekraalvegetaties (Kabos, 1950) kan de soort abundant voorkomen, maar ze is ook te vinden tussen wieren (*Fucus*-soorten) op rotsen of op andere vegetaties in schorren (Parent, 1938). Anderzijds is ze ook gekend van stranden (Karl, 1930), embryonale duinen (biestarwegrasvegetaties) en vochtige duinen (Macgowan, 1988).

***Tachytrechus insignis* (Stannius), 1831**
HUIDIGE STATUS IN VLAANDEREN: Rode Lijstcategorie 1 (Met uitsterven bedreigd).
VERSPREIDING IN BELGIË: enkel van Vlaanderen gekend. Naast één oude melding uit Vlaams Brabant (Vilvoorde), werd de soort na 1980 slechts in 3 atlasblokken (1.8%) in West-Vlaanderen aangetroffen nl. het natuurreservaat "De Westhoek" te De Panne en "Hoge Dijken Roksem" in Ettelgem. Sinds 1928 werden 22 van de 24 Belgische exemplaren in De Panne verzameld, waarvan ook de meest recente waarneming (1989) afkomstig is.
ECOLOGIE: *T. insignis* lijkt beperkt tot permanent vochtige duinpannen en -plassen aan de kust met open, nagenoeg onbegroeide zandige oevers (Parent, 1938; Assis Fonseca, 1978). In tijdelijke duinpannen kan deze soort soms zeer abundant optreden (Goetghebuer, 1928). Ook in de rest van Europa is de soort voornamelijk gekend van de zandige oevers van waterlopen en meren (Gerstäcker, 1864; Lundbeck, 1912; Vaillant, 1978). In Venlo (Nederland) werd ze samen met halobionte soorten op de oever van de Maas verzameld (Meuffels, 1981).

***Sciapus laetus* (Meigen), 1838**
HUIDIGE STATUS IN VLAANDEREN: Rode Lijstcategorie 2 (Bedreigd).
VERSPREIDING IN BELGIË: enkel van Vlaanderen gekend met zwaartepunt langs de kust en een beperkt aantal waarnemingen uit het binnenland. Werd na 1980 in 6 atlasblokken (3.6%) in Vlaanderen aangetroffen. Enkel te Zeebrugge ("De Fonteintjes" NR) en Nieuwpoort werd *S. laetus* abundant vastgesteld.
ECOLOGIE: kustduinen (Bequaert, 1955), met bijzondere voorkeur voor struwelen en rietlanden op een matig vochtige tot vochtige zandbodem (Pollet & Grootaert, 1996); enkele exemplaren van deze soort werden evenwel ook in het binnenland verzameld (Pollet *et al.*, 1992). In Frankrijk is de soort zowel van de Franse kustgebieden als van lokaliteiten in het binnenland (Ardennes, Pyrénées) gekend (Parent, 1938). In Nederland werd deze soort samen met een aantal typische zoutbehoevende soorten op een zoetwaterschorre langs de Maas aangetroffen (Meuffels, 1981).

***Sciapus maritimus* Becker, 1918**
HUIDIGE STATUS IN VLAANDEREN: Rode Lijstcategorie 2 (Bedreigd).
VERSPREIDING IN BELGIË: vrijwel uitsluitend gekend van de Belgische kust, met slechts 2 betrouwbare meldingen uit het binnenland (West- en Oost-Vlaanderen). Werd na 1980 in 6 atlasblokken (3.6%) in Vlaanderen aangetroffen. Enkel in De Panne en Nieuwpoort werden grote populaties vastgesteld.
ECOLOGIE: *S. maritimus* verkiest open, droge tot matig vochtige, kortgrazige duinbiotopen, en kan bijzonder abundant optreden in mosvegetaties, duinpannen en in ijle helmvegetaties aan de rand van schorren; de soort dringt ook wel tot in de schorren door. Uit de rest van Europa is deze soort ook voornamelijk van kustduinen gekend (Kabos, 1950; Bequaert, 1955; Emeis, 1964) waar ze wordt aangetroffen in helmvegetaties (Emeis, 1964), in de buitenste helmduinen (Kabos, 1954) en graslanden en struwelen (Karl, 1930). Ze wordt als droogteminnende kustsoort omschreven (Karl, 1930; Emeis, 1964) wat niet correct is. Ze werd immers ook gemeld van loofbossen, moerassen (Olejnicek, 1984), rivieroevers en ruderale terreinen in Tsjechoslovakije (Olejnicek & Bartak, 1997) en in Duitsland komt ze ook in graangewassen voor (Steinborn & Meyer, 1994).

***Dolichopus acuticornis* Wiedemann, 1817**
HUIDIGE STATUS IN VLAANDEREN: Rode Lijstcategorie 3 (Kwetsbaar).
VERSPREIDING IN BELGIË: beduidend wijder verbreid in Vlaanderen dan in Wallonië. Vóór 1980 blijkbaar over geheel Vlaanderen verspreid en vanaf 1981 verzameld in 12 atlasblokken (7.2%) in Vlaanderen (o.a. te Nieuwpoort) met slechts 4 vindplaatsen buiten de kustduinen. De soort vertoont een recente achteruitgang van 35%, die nagenoeg volledig te wijten is aan het verdwijnen van de soort in het binnenland. In geschikte biotopen in de kustduinen (bv. te Nieuwpoort) behoorde *D. acuticornis* tot voor kort evenwel tot de meest abundante slankpootvliegen in wilgenstruwelen (o.a. Pollet & Grootaert, 1996). Meest recente waarneming in Vlaanderen: 1993 (Lochristi, Zutendaal).
ECOLOGIE: typische en abundante soort van matig vochtige tot droge wilgenstruwelen in de kustduinen; komt veel minder algemeen voor in duinpannes, duindoornstruwelen en andere vegetatietypes. Buiten België wordt *D. acuticornis* algemeen als een kustsoort beschouwd, en wordt vooral in schorren, op het strand, in vochtige duinvalleien en groene stranden gevonden (Lundbeck, 1912; Karl, 1930; Emeis, 1964; Assis Fonseca, 1978; Jonassen, 1985; MacGowan, 1988). Volgens Karl (1930), Ardö (1957) en Meyer & Heydemann (1990) is ze zoutminnend, alhoewel dit in tegenstrijd is met het feit dat de soort ook gekend is van bos- en moerasbiotopen in het binnenland (Goetghebeur, 1930, 1931, 1943). In Schleswig-Holstein trof Emeis (1964) de soort vooral in het binnenland aan in verschillende loofbostypes en aan bosranden, maar ook in lage aantallen in heide- en veengebieden.

***Dolichopus migrans* Zetterstedt, 1843**
HUIDIGE STATUS IN VLAANDEREN: Rode Lijstcategorie 3 (Kwetsbaar).
VERSPREIDING IN BELGIË: lijkt algemener in Vlaanderen dan in Wallonië. Vóór 1981 was de soort in Vlaanderen gekend van de kuststreek, Gent en omstreken, en de Antwerpse en Limburgse Kempen. Werd na 1980 in slechts 5 atlasblokken (3.0%) in Vlaanderen aangetroffen. De soort vertoont een achteruitgang van 49%, die – net als bij *D. acuticornis* - volledig te wijten is aan het verdwijnen van deze soort in het binnenland, terwijl tot voor kort nog grote populaties in de kustduinen voorkwamen.
ECOLOGIE: *D. migrans* verkiest droge tot matig vochtige duinbossen en -struwelen. Pollet & Grootaert (1996) toonden aan dat de soort een voorkeur lijkt te vertonen voor smalle wilgenstruwelen aan de rand van duinpannen. Ze komt ook nog vrij algemeen in duingrasland en duindoornstruweel voor en lijkt aan zandgrond te zijn gebonden. In Groot-Brittannië lijkt de soort enkel op zandgronden in het binnenland voor te komen, maar lokaal algemeen te zijn in graslandbiotopen (Assis Fonseca, 1978). Volgens Lundbeck (1912) en Emeis (1964) vertoont ze evenwel een uitgesproken voorkeur voor zandige kusthabitats, terwijl de laatste auteur ook wel aangeeft dat ze ook op droge plaatsen in het binnenland voorkomt zoals in droge heide en naaldbosaanplantingen.

***Hercostomus gracilis* (Stannius), 1831**
HUIDIGE STATUS IN VLAANDEREN: Rode Lijstcategorie 3 (Kwetsbaar).
VERSPREIDING IN BELGIË: op één vindplaats na volledig beperkt tot Vlaanderen. In Vlaanderen werd de soort vroeger ook aangetroffen in het binnenland (Zoniënwoud, Limburg), maar na 1980 is ze enkel gekend van 7 atlasblokken (4.2%) uit de kuststreek. Momenteel is de soort enkel heel abundant vastgesteld in 2 duinstruwelen met Witte abeel en wilgen in het militair domein van Lombardsijde. In het veel uitgestrekter maar veel vochtiger Hannecartbos (Oostduinkerke) werd niettegenstaande een intensieve bemonstering in 1987 slechts één exemplaar verzameld.
ECOLOGIE: het voorkeurshabitat van *H. gracilis* omvat matig vochtige tot droge duinstruwelen met een rijke kruid- en struiklaag. Niettegenstaande de soort ook in duindoornstruwelen en duingraslanden voorkomt, blijkt ze een zeer uitgesproken voorkeur voor beboste habitats te vertonen. Ook in Frankrijk en Denemarken is de soort algemener langs de kust dan in het binnenland (Lundbeck, 1912; Mercier & Parent, 1925). Ze komt uitsluitend voor op zandgrond en wordt voornamelijk waargenomen op struiken en kruidenvegetaties in niet noodzakelijk vochtige habitats (Lundbeck, 1912).

***Hydrophorus oceanus* (Macquart), 1838**
HUIDIGE STATUS IN VLAANDEREN: Rode Lijstcategorie 3 (Kwetsbaar).

VERSPREIDING IN BELGIË: tot nog toe enkel in Vlaanderen aangetroffen, waar ze vroeger in de slikken en schorren aan de Belgische kust en de Scheldemonding (Saeftinge, Doel) voorkwam. Recent (na 1980) is ze slechts gekend van 3 atlasblokken (1.8%) in West-Vlaanderen met o.a. de natuurreservaten "De IJzermonding" te Nieuwpoort en "Het Zwin" te Knokke. In deze reservaten worden grote populaties van deze soort waargenomen. In De Panne werd de soort het laatst opgemerkt in 1933, in Zeebrugge in 1955.
ECOLOGIE: zoutbehoevende kustsoort die volledig beperkt is tot slikken en schorren nabij de kust. Deze soort is vooral op het wateroppervlak van ondiepe plassen te vinden, waarop ze zich schaatsend en vliegend voortbeweegt (Parent, 1938; Dyte, 1988). Slechts zelden wordt de soort ook in nabijgelegen polders aangetroffen. Overal in Europa blijkt *H. oceanus* enkel langs de kust voor te komen op intertidale, estuariene modder- of modderige zandplaten en in schorren en slikken (Verrall, 1905; Mercier & Parent, 1925; MacGowan, 1988; Meyer & Heydemann, 1990). Ze wordt doorgaans in zeer grote abundanties aangetroffen in vegetaties van Engels slijkgras, Zeekraal (Karl, 1930; Emeis, 1964) en Gewoon kweldergras (Meyer *et al.*, 1995). Sommer (1978) stelde vast dat deze soort 41% van alle slankpootvliegen in kweldergrasvegetaties vertegenwoordigde. De soort komt evenwel ook in brakwaterschorren voor, stroomopwaarts langs grote rivieren (Vaillant, 1978; Crossley, 1996) of op het strand (Bequaert, 1955).

***Aphrosylus celtiber* Haliday, 1855**
HUIDIGE STATUS IN VLAANDEREN: Rode Lijstcategorie zZ (Zeer zeldzaam).
VERSPREIDING IN BELGIË: als strikt mariene soort uitsluitend van de kust bekend. De enige gepubliceerde vondst is afkomstig uit Knokke (1987, zie Pollet, 2000). Zoals Pollet (2000) echter reeds verwachtte, werd *A. celtiber* sinds 1997 op diverse andere plaatsen langsheen de Belgische kust vastgesteld, soms zelfs in grote aantallen, en is ze dus minder zeldzaam als initieel vastgesteld.
ECOLOGIE: een typisch mariene soort, die vooral voorkomt op intertidale rotsen (MacGowan, 1988) en harde substraten (golfbrekers) op het strand. De soort is in de herfst ook te vinden op zandstranden. Larven van *A. celtiber* werden reeds aangetroffen in zeepokken (Roubaud, 1903), maar vermoedelijk moeten ze eerder als predatoren dan als parasitoïden worden beschouwd, daar larven van andere *Aphrosylus*-soorten tevens in modder en wieren voorkomen. Soorten van dit genus zijn enkel met het geoefend oog te herkennen in het veld en bovendien zeer moeilijk te vangen.

De meest recente Belgische waarnemingen van *Machaerium maritimae*, *Sciapus laetus*, S. *maritimus*, *Dolichopus migrans*, *Hercostomus gracilis* en *Hydrophorus oceanus* zijn afkomstig van Nieuwpoort (1991, 1992).

12.8.2.3 Gemeenschapsstructuur van de slankpootvliegenfauna in de bemonsterde duinhabitats

Vanwege de relatief lage aantallen (amper ca. 2100 specimens verzameld tijdens 3 seizoenen) werden de gegevens niet via multivariate technieken geanalyseerd. De resultaten worden hieronder per jaar kort besproken.

Verzamelcampagne 2001.
Slechts 5 van de 32 soorten (excl. *Syntormon pseudospicatum*) werden in 2001 in alle sites verzameld. Naast de eurytope *D. ungulatus*, *Medetera truncorum* en *Sciapus wiedemanni* omvat deze groep tevens de duinpansoort *Chrysotus palustris* en de eurytope oeversoort *Syntormon pallipes*.
Van de drie onderzochte sites herbergde de Parnassiapanne (PA, zie fig. 12.8) met 26 soorten en 726 verzamelde specimens veruit de soortenrijkste en talrijkste slankpootvliegenfauna in 2001. De aangeplante helmvegetatie (GV) en de oeverbiotoop aan het poeltje (SV) leverden resp. 13 (met 28 exemplaren) en 17 soorten (met 220 exemplaren) op. Opvallend is het talrijke voorkomen van *Dolichopus ungulatus* in PA met 411 of 56.6% van de totale vangsten, daar deze eurytope soort doorgaans een voorkeur vertoont voor beschaduwde (beboste) habitats zowel in het binnenland (Pollet & Grootaert, 1987) als het duingebied (Pollet & Grootaert, 1996).

In hetzelfde jaar van de herstelactiviteiten en de inplanting van helm blijken dus reeds 13 soorten de nieuw aangelegde dijk (GV) te hebben bereikt. Van geen enkele soort werd evenwel een voldoende groot aantal exemplaren verzameld om een vestiging of leefbare populatie te veronderstellen.
Eén jaar na de creatie van het poeltje (SV) treffen we er reeds een slankpootvliegenfauna aan met elementen van duinpannen en oevers. Van *Chrysotus palustris*, *C. suavis* en *Hydrophorus praecox* werden meer dan 30 exemplaren én bovendien tenerals[18] (10 op 67 exemplaren in *H. praecox*) aangetroffen, wat mogelijk wijst op de vestiging van een lokale populatie. De overige en minder talrijke soorten zijn ofwel eurytoop ofwel typisch voor minder vochtige duinhabitats.

Verzamelcampagne 2002
In 2002 was het aantal soorten dat in de drie sites (CV, GV, SV) werd vastgesteld opvallend laag (max. 10, in CV), maar de oeverhabitat (SV) leverde ca. 2x en 7.5x zoveel exemplaren op dan resp. CV en GV.
Van de drie talrijkste soorten van de oeverhabitat uit 2001 (zie hoger), lijken enkel de *Chrysotus*-soorten zich in stand te kunnen houden. Geen enkel exemplaar van *H. praecox* werd in 2002 immers teruggevonden. Anderzijds worden de waardevolle *Tachytrechus insignis* en *Hydrophorus viridis* (tot dan in Vlaanderen enkel van Ettelgem gekend!) er voor het eerst opgemerkt, weliswaar met slechts resp. 2 en 1 individuen.
De oeversoort *C. suavis* wordt ook opvallend talrijk (88 ex.) aangetroffen op de eerder droge helmdijk (GV), terwijl *Sciapus maritimus* (14 ex.) uitsluitend in de helmvegetatie in de zeereepduinen werd verzameld. Van de 19 soorten wordt enkel de halobionte *Medetera petrophiloides* in de drie sites waargenomen, evenwel in lage aantallen.

Verzamelcampagne 2003
In 2003 is de slankpootvliegenfauna van de aangelegde helmdijk (GV) met 24 soorten de soortenrijkste, maar de fauna van de poeloever (SV) vertoont het grootste aantal individuen (315 ex.). T.o.v. 2001 is het aantal soorten van de helmdijk hiermee verdrievoudigd.
Net als in 2001 en 2002 behoren in 2003 *Chrysotus palustris* en *C. suavis* tot de talrijkste soorten op de poeloever (SV). *Sciapus maritimus* bereikte dit jaar zijn grootste abundantie op de helmdijk (GV), maar kwam ook op de beide andere sites voor. Dertien van de 37 soorten werden trouwens op de drie sites aangetroffen.
Tachytrechus insignis kwam nog steeds (in lage aantallen) voor, terwijl *Hydrophorus praecox* terug werd waargenomen, en dit in beide helmvegetaties (CV, GV) zowel als op de oeverhabitat.

12.8.2.4 Evolutie van Dolichopodidae gemeenschappen in periode 2001-2003

Twee habitats, nl. GV en SV, werden gedurende de drie opeenvolgende jaren bemonsterd. De tabellen 12.7 en 12.8 vergelijken de slankpootvliegenfauna's tijdens vergelijkbare periodes[19] tussen 2001, 2002 en 2003. Helaas ontbrak vergelijkbare informatie over de fauna's tijdens het voorjaar.
In GV verdrievoudigde de soortenrijkdom van 4 (2001) naar 12 (2003); in 2002 blijkt de fauna evenwel het talrijkst te zijn. Het aantal waardevolle (= bedreigde + zeldzame) soorten stijgt evenredig van 2 (met 2 ex.) in 2001 naar 5 (met 17 ex.) in 2003. Behalve *M. maritimae*, die typisch is voor slikken en schorren, zijn de overige 4 soorten karakteristiek voor open, zandige habitats in de kustduinen (*M. petrophiloides*, *S. maritimus*) én het binnenland (*M. micacea*, *M. plumbella*).
Eenzelfde trend (systematische stijging van soortenrijkdom, hoogste abundanties in 2002) wordt ook vastgesteld op de poeloever (SV), wat erop wijst dat een grootschalige factor hiervoor verantwoordelijk is. Het feit dat xerofiele soorten als *M. petrophiloides* en *M. plumbella* het talrijkst waren in 2003 (tegen de algemene abundantietrend in), én oeverhabitats niet behoren tot de voorkeurhabitats van deze soorten, suggereert dat de uitzonderlijk droge zomer van 2003 aan de basis ligt van de vastgestelde algemene daling van het aantal individuen in dit jaar. Niettegenstaande blijkt de soortenrijkdom in 2003 te zijn toegenomen, wat verklaard wordt door het feit dat de oeversoorten

[18] teneral: pas uit de cocon gekropen imago, waarvan de chitine nog niet verhard en gepigmenteerd is.
[19] Beschouwde periodes waren: GV: 6.vii-31.viii.2001, 12.vii-6.ix.2002, en 4.vii-29.viii.2003; SV: 6.vii-14.ix.2001, 12.vii-20.ix.2002, en 4.vii-12.ix.2003

die reeds in 2001 of 2002 de habitat koloniseerden nog steeds – weliswaar in lagere abundanties – overleven, terwijl er een influx optreedt van minder typische, xerofiele soorten. Het aantal 'waardevolle' soorten stijgt van 2 in 2001 tot 5 in 2003. *Tachytrechus insignis* lijkt sinds 2002 de biotoop langzamerhand te koloniseren, terwijl *H. praecox* in 2003 terug werd waargenomen nadat ze in 2002 volledig was verdwenen.

12.8.2.5 Conclusies betreffende de natuurherstelwerken op basis van slankpootvliegen

De reeds bestaande en de nieuw gecreëerde habitats in Nieuwpoort vertonen een relatief rijke slankpootvliegenfauna met een aantal typische kustsoorten. Conclusies omtrent de ontwikkeling van de fauna in de periode 2001-2003 hangen in grote mate af van de vooropgestelde doelstellingen omtrent de gewenste fauna's (specificiteit), soortenrijkdom en/of gewenste soorten.
Pollet & Grootaert (1996) stelden vast dat open, kortgrazige duinhabitats voornamelijk gekenmerkt worden door kleinere *Chrysotus*- en *Medetera*-soorten, terwijl de aanzienlijk grotere soorten uit de genera *Dolichopus* en *Hercostomus* de fauna's van de struwelen domineren. De vergelijking van de fauna's van de duinpanne (PA) tussen 1989, 1992 (zie Pollet & Grootaert, 1996) en 2001 wees uit dat onder de soorten [met ≥ 20 specimens verzameld over de drie jaren] het procentuele aandeel van 5 *Medetera*-soorten (*jacula, micacea, petrophiloides, saxatilis, truncorum*), 2 *Chrysotus*-soorten (*pulchellus, palustris*) en *Campsicnemus picticornis* in 2001 daalde t.o.v. 1992. Hierbij verdwenen *M. petrophiloides* en *C. picticornis* volledig in 2001. Daarentegen vertoonde de relatieve abundantie van *Dolichopus ungulatus, D. migrans, D. signifer, Micromorphus albipes, Sciapus wiedemanni, Sympycnus desoutteri* en *Syntormon pallipes* een stijging (tot > 55% in *D. ungulatus*). Bovendien traden de minder abundante [≥ 5 individuen in 2001] *Dolichopus*-soorten (*acuticornis, nubilus, latilimbatus*), *H. gracilis* en *Campsicnemus scambus* voor het eerst (sinds 1989 terug) op. De soortensamenstelling van deze habitat vertoont dus een ingrijpende wijziging waarbij de initiële gemeenschap van kleine, psammofiele soorten uit de jaren negentig vervangen werd door een fauna die gekenmerkt wordt door overwegend grotere, eurytope soorten, soorten van duinstruwelen en soorten van moerassen en oeverhabitats.
De vergelijking van de jaarlijkse vangstopbrengsten tijdens het MONAIJ-project (2001-2003) wees uit dat de soortenrijkdom in de drie habitats (waarvan twee nieuw aangelegd) systematisch stijgt. Op de helmdijk (GV) steeg ook de abundantie van de 4 psammofiele (en dus voor deze habitat typische) soorten, waarvan *M. petrophiloides* en *S. maritimus* enkel aan de kust voorkomen. De oeverfauna (SV) lijkt sterker aan jaarlijkse klimatologische schommelingen onderhevig.
Opmerkelijk in deze habitat is wel het verschijnen van *Tachytrechus insignis* in 2002. Deze soort van zandige oevers was voorheen enkel van Vilvoorde (1945), Ettelgem (1983) en De Panne (1989) bekend en was, niettegenstaande de vroegere intensieve bemonsteringen te Nieuwpoort (Pollet & Grootaert, 1994a, b, 1996), er nog nooit eerder vastgesteld. *Hydrophorus praecox* is tevens een opvallende introductie, die weliswaar van De Panne (1988) en Knokke (1989) gekend is. De verwante *H. viridis* is wellicht de zeldzaamste "nieuwe" soort die te Nieuwpoort werd verzameld. Deze soort is immers van slechts drie localiteiten gekend in België nl. Hekelgem (1894!), De Panne (1938) en recent Ettelgem (1983). *Aphrosylus celtiber* is tussen 1981 en 1997 eveneens slechts van één lokaliteit gekend, maar werd meer recent op verschillende plaatsen langsheen de kust waargenomen (Pollet, ongepubliceerde data).

Vier typische soorten van slikken en schorren die in 1991 of 1992 voor het laatst aan de IJzermonding werden verzameld, werden tijdens het MONAIJ-project (nog) niet teruggevonden: *Dolichopus strigipes, Muscidideicus praetextatus, Poecilobothrus principalis* en *Rhaphium consobrinum*. De volgende soorten zijn eveneens karakteristiek voor deze habitat, maar werden nog niet eerder aan de IJzermonding waargenomen: *Dolichopus sabinus, Syntormon filiger, Thinophilus flavipalpis* en *T. ruficornis*. Buiten de laatste soort werden ze wél van "Het Zwin" te Knokke gemeld. Het is niet uitgesloten dat deze soorten als gevolg van het huidige natuurherstelplan "De IJzermonding" finaal zullen koloniseren, te meer daar vermoed wordt dat ze in de achterliggende polders mogelijk nog in kleine, plaatselijke populaties voorkomen.

Tabel 12.6 – In het VNR De IJzermonding aangetroffen slankpootvliegen tijdens de monitoringperiode 2001-2003, met aanduiding van de voorkeurshabitat, de rode lijstcategorie, de verspreiding en het aantal gevangen exemplaren.

Slankpootvliegensoorten	voorkeurshabitat	RL cat. *	verspreiding **	Aantal exemplaren
Machaerium maritimae Haliday, 1832	slikken en schorren	1	1,2	15
Tachytrechus insignis (Stannius), 1831	oevers	1	1,8	4
Sciapus laetus (Meigen), 1838	kustduinen	2	3,6	2
Sciapus maritimus Becker, 1918	duingraslanden	2	3,6	86
Dolichopus acuticornis Wiedemann, 1817	duinbossen	3	7,2	32
Dolichopus migrans Zetterstedt, 1843	duinbossen	3	3,0	91
Hercostomus gracilis (Stannius), 1831	duinbossen	3	4,2	10
Hydrophorus oceanus (Macquart), 1838a	slikken en schorren	3	1,8	2
Aphrosylus celtiber Haliday, 1855	kustrotsen	zZ	0,6	1
Dolichopus signifer Haliday, 1838	moerassen	Z	4,2	32
Medetera petrophiloides Parent, 1925f	duingraslanden	Z	4,2	26
Argyra argentina (Meigen), 1824	moerassen	vZ	7,2	1
Hercostomus nigriplantis (Stannius), 1831	duinbossen	vZ	7,2	7
Hydrophorus praecox (Lehmann), 1822	slikken en schorren	vZ	7,2	85
Medetera micacea Loew, 1857b	zandige habitats	vZ	9,0	14
Medetera plumbella Meigen, 1824	zandige habitats	vZ	7,8	23
Teuchophorus monacanthus Loew, 1859	habitat ongekend	vZ	9,6	2
Campsicnemus armatus (Zetterstedt), 1849	slikken en schorren	N	14,4	1
Campsicnemus curvipes (Fallén), 1823	diverse habitattypes	N	47,3	14
Campsicnemus picticornis (Zetterstedt), 1843	diverse habitattypes	N	29,3	1
Campsicnemus scambus (Fallén), 1823	diverse habitattypes	N	37,7	6
Chrysotimus molliculus (Fallén), 1823	diverse habitattypes	N	24,0	1
Chrysotus femoratus Zetterstedt, 1843	heide en veen	N	17,4	50
Chrysotus gramineus (Fallén), 1823	diverse habitattypes	N	44,3	1
Chrysotus neglectus (Wiedemann), 1817	diverse habitattypes	N	34,1	3
Chrysotus palustris Verrall, 1876	kustduinen	N	10,2	114
Chrysotus pulchellus Kowarz, 1874	zandige habitats	N	14,4	5
Chrysotus suavis Loew, 1857b	oevers	N	14,4	649
Dolichopus claviger Stannius, 1831	bossen	N	27,5	2
Dolichopus festivus Haliday, 1832	bossen / moerassen	N	13,8	1
Dolichopus latilimbatus Macquart, 1827	oevers	N	26,9	9
Dolichopus nubilus Meigen, 1824	oevers	N	25,1	16
Dolichopus plumipes (Scopoli), 1763	diverse habitattypes	N	53,9	5
Dolichopus ungulatus (Linnaeus), 1758	diverse habitattypes	N	58,7	440
Medetera jacula (Fallén), 1823	diverse habitattypes	N	29,3	28
Medetera saxatilis Collin, 1941	diverse habitattypes	N	22,2	22
Medetera truncorum Meigen, 1824	diverse habitattypes	N	30,5	31
Micromorphus albipes (Zetterstedt), 1843	moerassen	N	17,4	21
Rhaphium appendiculatum Zetterstedt, 1849	bossen	N	15,6	1
Sciapus wiedemanni (Fallén), 1823	diverse habitattypes	N	29,3	79
Sympycnus desoutteri Parent, 1925f	diverse habitattypes	N	47,9	79
Syntormon denticulatum (Zetterstedt), 1843	oevers	N	16,2	3
Syntormon pallipes (Fabricius), 1794	oevers	N	24,0	76
Syntormon pumilum (Meigen), 1824	oevers	N	18,6	1
Xanthochlorus tenellus (Wiedemann), 1817	diverse habitattypes	N	19,8	1
Hydrophorus viridis (Meigen), 1824	habitat ongekend	?	0,6	1
Sciapus zonatulus (Zetterstedt), 1843	zandige habitats	?	4,8	1
Aantal soorten				**47**
Aantal exemplaren				**2095**
Syntormon pseudospicatum Strobl, 1899a	?	NvB	?	2

* 1: Met uitsterven bedreigd; 2: Bedreigd; 3: Kwetsbaar; zZ: Zeer zeldzaam; Z: zeldzaam; vZ: Vrij Zeldzaam; N: Niet-bedreigd; ?: Onvoldoende gekend

** Uitgedrukt als het percentage atlasblokken (UTM 5x5 km) waarin de soort sinds 1981 werd aangetroffen

Tabel 12.7 – Overzicht van de slankpootvliegen verzameld met witte watervallen tijdens 3 opeenvolgende jaren op een nieuw aangelegde dijk (GV).

Soorten	voorkeurhabitat	RL cat.	2001	2002	2003	Aantal individuen
Chrysotus femoratus Zetterstedt, 1843	heide en veen	N			1	1
Chrysotus palustris Verrall, 1876	kustduinen	N		7		7
Chrysotus suavis Loew, 1857b	oevers	N	4	77	3	84
Dolichopus ungulatus (Linnaeus), 1758	diverse habitattypes	N			1	1
Machaerium maritimae Haliday, 1832	slikken en schorren	1		1	1	2
Medetera jacula (Fallén), 1823	diverse habitattypes	N			2	2
Medetera micacea Loew, 1857b	zandige habitats	vZ			6	6
Medetera petrophiloides Parent, 1925f	duingraslanden	Z	1	3	5	9
Medetera plumbella Meigen, 1824	zandige habitats	vZ	1	1	3	5
Medetera saxatilis Collin, 1941	diverse habitattypes	N		7	1	8
Medetera truncorum Meigen, 1824	diverse habitattypes	N	2		1	3
Sciapus maritimus Becker, 1918	duingraslanden	2			2	2
Sciapus wiedemanni (Fallén), 1823	diverse habitattypes	N		11	8	19
Aantal soorten			**4**	**7**	**12**	**13**
Aantal exemplaren			**8**	**107**	**34**	**149**
Medetera ? plumbella				2		2

Tabel 12.8 - Overzicht van de slankpootvliegen verzameld met witte watervallen tijdens 3 opeenvolgende jaren op de oever van een aangelegd poeltje (SV).

Soorten	voorkeurhabitat	RL cat.	2001	2002	2003	Aantal individuen
Dolichopus ungulatus (Linnaeus), 1758	diverse habitattypes	N			1	1
Medetera jacula (Fallén), 1823	diverse habitattypes	N	2	3	2	7
Sympycnus desoutteri Parent, 1925f	diverse habitattypes	N		5		5
Xanthochlorus tenellus (Wiedemann), 1817	diverse habitattypes	N			1	1
Dolichopus acuticornis Wiedemann, 1817	duinbossen	3		1	1	2
Hercostomus gracilis (Stannius), 1831	duinbossen	3		1		1
Hercostomus nigriplantis (Stannius), 1831	duinbossen	vZ	1			1
Medetera petrophiloides Parent, 1925f	duingraslanden	Z		2	4	6
Hydrophorus viridis (Meigen), 1824	habitat ongekend	?		1		1
Chrysotus femoratus Zetterstedt, 1843	heide en veen	N			1	1
Chrysotus palustris Verrall, 1876	kustduinen	N	9	20	5	34
Chrysotus suavis Loew, 1857b	oevers	N	84	212	51	347
Tachytrechus insignis (Stannius), 1831	oevers	1		2	1	3
Hydrophorus praecox (Lehmann), 1822	slikken en schorren	vZ	17		1	18
Medetera plumbella Meigen, 1824	zandige habitats	vZ			7	7
Aantal soorten			**5**	**9**	**11**	**15**
Aantal exemplaren			**113**	**247**	**75**	**435**
Chrysotus ? palustris				2		2
Medetera ? plumbella				1		1

12.8.2.6 Aanvullende informatie over de Dolichopodidaefauna van schor- en duinhabitats in Nieuwpoort in relatie tot het behalen van de beheersdoelstellingen

Hieronder wordt steeds tussen haakjes de Rode lijstcategorie van de soorten vermeld; met uitsterven bedreigde soorten worden bovendien in rood aangeduid.

De **site PA** (*Parnassia*-duinpanne) lijkt een aanzienlijke verandering te hebben ondergaan sinds begin de jaren 1990 toen dit habitat gekenmerkt werd door vooral kleinere soorten uit de genera *Chrysotus* en *Medetera*. Momenteel [2001] worden nog enkele van deze typische soorten aangetroffen nl.

Chrysotus palustris (N), *C. pulchellus* (N) en *Medetera micacea* (vZ), alsook *Dolichopus signifer* (Z). Voor het natuurbehoud waardevoller maar minder typisch zijn de nieuwe fauna-elementen met een vrij groot aantal bedreigde en kwetsbare soorten: *Dolichopus acuticornis* (3), *D. migrans* (3), *Hercostomus gracilis* (3) en *H. nigriplantis* (vZ). Deze laatste vier soorten waren zo'n 10 jaar geleden het meest abundant in de oudere struwelen, die helaas werden gekapt. De *Parnassia*-panne lijkt een refugium voor deze soorten te zijn, zij het wellicht een suboptimale.

De **site CV** (oude helmduin) herbergt in beide bemonsteringsjaren (2002, 2003) een typische - zij het eerder soortenarme fauna - met droogteminnende en/of psammofiele soorten als *Sciapus maritimus* (2), *Medetera petrophiloides* (Z) en *M. plumbella* (vZ). *M. micacea* (vZ) werd enkel in 2002 teruggevonden terwijl de fauna in 2003 aangevuld wordt met atypische soorten van duinstruwelen: *Dolichopus acuticornis* (3) en *D. migrans* (3).

Op de **site GV** (nieuw aangelegde dijk) verdrievoudigde de soortenrijkdom van 4 (2001) naar 12 (2003). In 2002 blijkt de fauna evenwel het talrijkst te zijn. Het aantal waardevolle (= bedreigde + zeldzame) soorten stijgt evenredig van 2 (met 2 ex.) in 2001 naar 5 (met 17 ex.) in 2003. Behalve *M. maritimae* (1), die typisch is voor slikken en schorren, zijn de overige 4 soorten karakteristiek voor open, zandige habitats in de kustduinen (*M. petrophiloides* (Z), *S. maritimus* (2)) én het binnenland (*M. micacea* (vZ), *M. plumbella* (vZ)). De fauna lijkt dus sterk op die van site CV.

De **Site SV** (oever van artificiële poel) vertoont eenzelfde trend (systematische stijging van soortenrijkdom, hoogste abundanties in 2002) wat erop wijst dat een grootschalige factor hiervoor verantwoordelijk is. Het feit dat xerofiele soorten als *M. petrophiloides* (Z) en *M. plumbella* (vZ) het talrijkst waren in 2003 (tegen de algemene abundantietrend in), én oeverhabitats niet behoren tot de voorkeurhabitats van deze soorten, suggereert dat de uitzonderlijk droge zomer van 2003 aan de basis ligt van de vastgestelde algemene daling van het aantal individuen in dit jaar. Niettegenstaande blijkt de soortenrijkdom in 2003 te zijn toegenomen, wat verklaard wordt door het feit dat de typische oeversoorten (*Chrysotus palustris* (N), *C. suavis* (N)) die reeds in 2001 of 2002 de habitat koloniseerden nog steeds – weliswaar in lagere abundanties – overleven, terwijl er een influx optreedt van minder typische, xerofiele soorten. Het aantal 'waardevolle' soorten stijgt van 2 in 2001 tot 5 in 2003. *Tachytrechus insignis* (1) lijkt sinds 2002 de biotoop langzamerhand te koloniseren, terwijl *H. praecox* (vZ) in 2003 terug werd waargenomen nadat ze in 2002 volledig was verdwenen.

Op **site AB** (zeereepduinen) werden enkel lage aantallen verzameld van een aantal duin- en schor- en sliksoorten, wat niet toelaat een duidelijke conclusie te trekken. De soortensamenstelling lijkt trouwens niet representatief voor dezet habitat.

Site 6KB (overgang nieuwe duinen – nieuwe schorre): meest waardevolle fauna-elementen die bovendien typisch zijn voor schorre- en slikhabitats lijken hier *Machaerium maritimae (1)*, *Hydrophorus oceanus* (2) en *H. praecox* (vZ), en *Dolichopus signifer* (Z). Enkel *D. signifer* wordt ook wel in andere, kortgrazige vochtige habitats op zandgrond aangetroffen.

Site SB: nagenoeg identiek aan SV. In de venstervallen werden naast de soorten uit SV de volgende waardevolle elementen aangetroffen: *Dolichopus migrans* (2), *Machaerium maritimae* (1), *Medetera micacea* (vZ) en *Sciapus laetus* (2). Geen van deze soorten kan als typische oeversoort worden bestempeld.

12.8.3 *Asilidae (roofvliegen)*

Patrick GROOTAERT, Marc POLLET, Dries BONTE & Wouter DEKONINCK
m.m.v. Konjev Desender, Léon Baert, Jean-Pierre Maelfait en Rudiger Claus.

De roofvliegenfauna van de Vlaamse kustduinen is vrij arm, slechts 2 soorten zijn er vrij algemeen: *Philonicus albiceps* en *Dysmachus trigonus*. De Nederlandse duinen zijn veel rijker aan soorten met soorten als *Antipalpus varipes*, *Eutolmus rufibarbis*, *Lasiopogon cinctus*, *Asilus crabroniformis* en *Pamponerus germanicus*, die nu afwezig zijn in de Vlaamse kustduinen. Vroeger kwam *A. crabroniformis* ook in onze kustduinen voor maar deze is nu verdwenen. Verlinden (1982) wijt dit aan de verstruweling en de moeilijke herkolonisatie van gebieden door roofvliegen. Bonte et al. (2002) voegt er aan toe dat er na de Tweede Wereldoorlog door het wegtrekken van de "duinboeren" er veel minder begrazing was en minder open landschap. De mest van het vee zorgde voor veel prooidieren voor roofvliegen. Andere roofvliegsoorten prefereren bossen, maar die waren afwezig in het duinengebied tot de jaren zeventig. Nu zijn er bossen in de duinen maar de specifieke soorten ontbreken. Kolonisatie vanuit de erg geïsoleerd gelegen landduinen in het binnenland was blijkbaar nog niet mogelijk. Het ontstaan van duinbossen zou de roofvliegenfauna moeten verrijken mocht kolonisatie vanuit de bronpopulaties mogelijk zijn.
Het kustklimaat beïnvloedt eveneens de fenologie van de roofvliegen (Bonte et al., 2002). De piekactiviteit van de 2 meest algemene soorten, *Ph. albiceps* en *D. trigonus*, is in de kustduinen een maand later dan in het binnenland. Dit zou erop kunnen wijzen dat de larvale ontwikkeling aan de kust trager verloopt. Toch kan deze factor de afwezigheid van een aantal soorten niet verklaren daar het klimaat in Nederland nog kouder is dan hier.

Er zijn geen soorten die exclusief in de kustduinen voorkomen.

Tabel 12.9 – Waarnemingen van roofvliegsoorten in het VNR De IJzermonding in 2003.

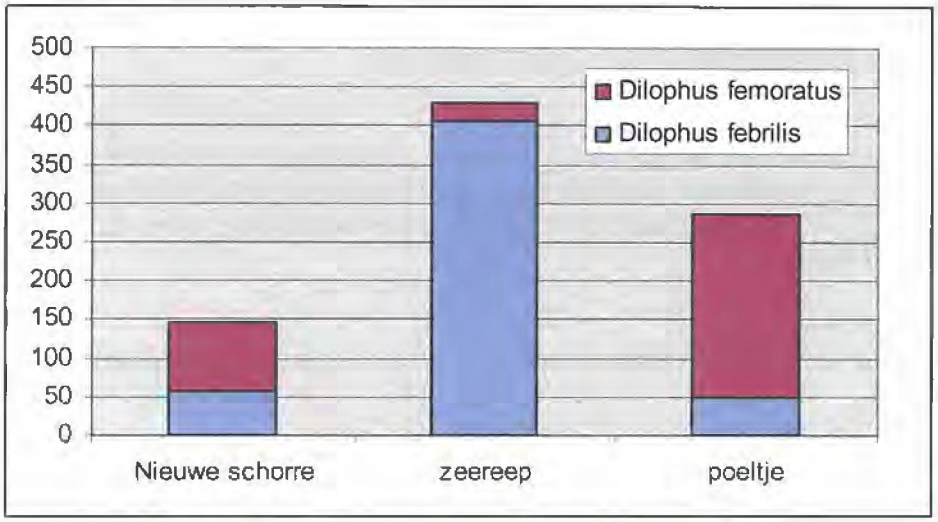
soort / station	**CV**	**GV**	**SV**	**Totaal ind.**
Dysmachus trigonus		4		4
Machimus cingulatus			2	2
Philonicus albiceps	23	8		31
Totaal ind.	23	12	2	37
Aantal soorten	1	2	1	3

Enkel data van 2003 werden verwerkt. Er werden 3 soorten aangetroffen (tabel 12.9) waarvan 2 ook reeds tijdens vorige jaren gevonden werden. *Machimus cingulatus* was niet gekend van de zeekustduinen (Bonte et al., 2002). Nu hebben we 3 exemplaren gevonden. *Philonicus albiceps* is de dominante soort die vooral aan de binnenzijde van de zeereepduinen (station CV) actief was. Toch vonden we een bijna even grote activiteit op het nieuwe duin (GV). We kunnen dus stellen dat de kolonisatie snel gebeurt.

12.8.4 *Bibionidae (maartse vliegen)*

De Maartse vliegen zijn actief in de vroege lente. Het zijn zowat de eerste vliegen die in de lente verschijnen en we kunnen ze met tientallen waarnemen al zwermend of rustend op de ontluikende vegetatie. Ondanks dat ze Maartse vliegen worden genoemd, verschijnen de meeste soorten pas in

april. Ze zijn belangrijk als bestuivers en als voedsel voor insecteneters (zowel adulten als larven) maar de larven vreten aan wortels en kunnen enorme schade toebrengen. *Dilophus febrilis* vreet vooral wortels van graangewassen en grassen. Tot 37.000 larven per m² werden ooit vastgesteld (Freeman & Lane, 1985).
Alleen de resultaten van 2003 werden bekeken en dit vooral om meer te weten te komen over de disjuncte verspreiding van *Dilophus femoratus* die merkwaardig genoeg enkel van de kustduinen en van de Hoge Venen is gekend (Tomasovic, 2000).
We vonden 4 soorten die alle gekend waren uit het gebied en met uitzondering van *D. femoratus* alle vrij algemeen zijn en zeker niet specifiek voor de kustduinen.



Figuur 12.11 – Het aantal gevangen individuen van de maartse vliegsoorten Dilophus femoratus *en* D. febrilis *in het VNR De IJzermondig in drie verschillende habitats in 2003.*

Dilophus femoratus
In België is deze soort enkel gekend van de Hoge Venen en van de kustduinen, waar ze plaatselijk vaak bijzonder abundant optreedt (Lombardsijde, 1991, 1992 in Tomasovic, 2000). Een mogelijke verklaring voor deze disjuncte verspreiding zou kunnen zijn een gelijkaardige verschuiving van de activiteit doordat de temperatuur zowel in de duinen als in de Hoge Venen met 14 dagen tot een maand trager stijgt dan in het binnenland. Daardoor zou eventueel een mogelijke concurrentie met *D. febrilis*, een eurytope en zeer abundante soort, wegvallen. Tot hier toe is nog geen andere verklaring gevonden voor deze opmerkelijk disjuncte verspreiding. De soort is wegens haar abundantie vermoedelijk niet dadelijk bedreigd, maar wel zeer zeldzaam te noemen.

12.8.5 Therevidae (viltvliegen)

Viltvliegen neemt men vaak waar op open zandplaten tussen Helm waar mannetjes soms een zwermgedrag vertonen. De adulten zijn vooral actief van eind mei tot eind augustus met een piek begin juni. De larven zijn rovers en zijn vrijlevend in de zandbodem (Ardö, 1957). Van de 8 soorten die ooit in België werden waargenomen, worden er maar liefst 6 aan de kust gevonden, maar geen enkele soort komt exclusief in het duingebied voor. Het zijn immers pioniersoorten die veel sneller dan bv. roofvliegen, nieuw ontstane, kale zandplekken koloniseren (GROOTAERT, et al., 2001).

In 2003, tijdens de huidige studie, werden 4 viltvliegsoorten (tabel 12.10) in het studiegebied aangetroffen. *Th. annulata* is de meest abundante soort die vooral actief is in de zeereep. Ze werd zowel veel aan de lij- als de loefzijde aangetroffen. Alle soorten worden ook in de gerestaureerde zones aangetroffen, wat erop wijst dat viltvliegen goede pionierssoorten zijn die zich gemakkelijk verspreiden.

Thereva annulata (F.)
Dit is een zeer algemene soort aan de kust met slechts 2 waarnemingen in het binnenland (Heusden, Kalmthout).

Thereva cinifera Meigen
Deze soort is zeer algemeen aan de kust en vermoedelijk ook niet bedreigd. Ze is ook nog gekend van de rivierduinen in Uitbergen (Schelde) en Lokeren (Durme).

Thereva bipunctata Meigen
Dit is een niet algemene soort aan de kust die tot nog toe enkel in Knokke en De Panne werd waargenomen. In het binnenland is ze gekend van Turnhout, Zutendaal, Molsbergen (rivierduin in Lokeren) en het Heidebos (Moerbeke). Deze soort is vermoedelijk een pionierssoort van gebieden met grote kale zandplekken.

Thereva nobilitata (F.)
Een zeer algemene soort die zowel aan de kust als in het binnenland een wijde verspreiding kent.

Tabel 12.10 - Therevidae (viltvliegen) in het VNR De IJzermonding in 2003.

	AB	CV	GV	SV	Totaal
Thereva annulata	13	6	1		20
Thereva cinifera		5	6	2	13
Thereva bipunctata	1		3	1	5
Thereva nobilitata	1			1	2
Totaal	15	11	10	4	40

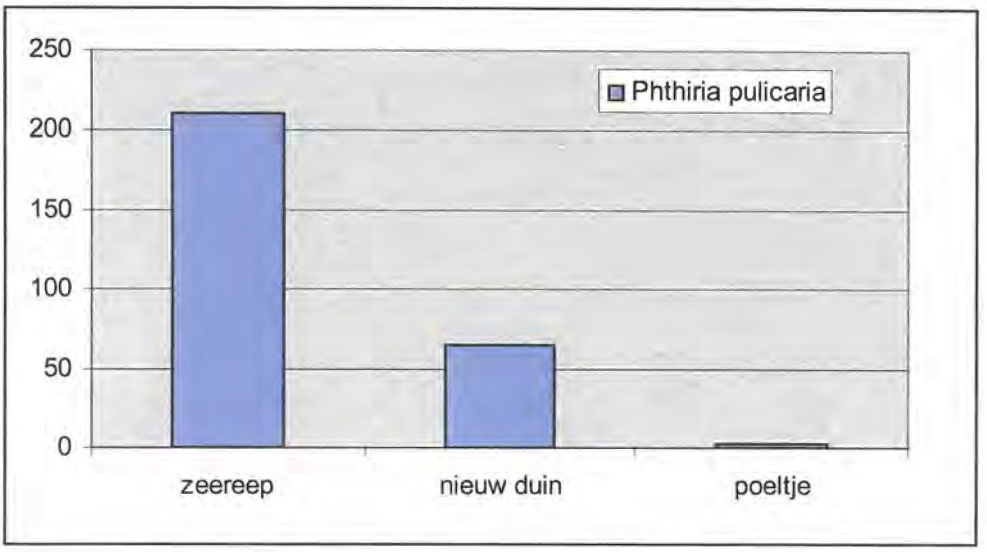
Niet in het studiegebied aangetroffen, maar wel bekend van de Vlaamse kustduinen zijn:

Thereva fulva (Meigen)
Een minder algemene soort die gekend is van de kust, het Gentse en de Kempen.

Dialineura anilis (L.)
Deze soort werd slechts éénmaal aan de kust waargenomen (Knokke), terwijl de soort daarentegen algemeen is in het binnenland. Ze werd langs de IJzermonding nog niet aangetroffen.

12.8.6 Bombyliidae (Wolzwevers)

Wolzwevers zijn een zeldzaamheid in Vlaanderen. Toch is er een kleine soort, *Phthiria pulicaria* Mikan die typisch is voor kustduinen. Deze zeer kleine soort wolzwever wordt vanaf half juni tot eind juli op bloemen van o.a. Herfstleeuwentand, Muizenoor, Schermhavikskruid en Zandblauwtje (ARDÖ, 1957) aangetroffen. De levenswijze van de larven is onbekend maar aangezien de larven van alle andere wolzwevers parasitair op vliesvleugeligen en sprinkhanen leven, mag men aannemen dat dit ook hier het geval is. In de zeereepduinen van het natuurreservaat de IJzermonding is de soort jaarlijks vrij abundant aanwezig. De soort is dus vermoedelijk niet bedreigd.



Figuur 12.12 – Het aantal gevangen individuen van de wolzwever Phthiria pulicaria *in het VNR De IJzermonidng in 2003.*

Ze werd in 2003 vooral in de witte waterbakjes aangetroffen. Met uitzondering van 8 exemplaren in de vensterval van de zeereepduinen werd ze niet aangetroffen in de andere venstervallen. Zoals Asilidae (roofvliegen) vliegt deze soort blijkbaar niet hoog.

Ze was het meest abundant langs de binnenkant van de zeereepduinen (CV) maar koloniseerde ook reeds de nieuwe duinen (GV). Hoewel de door ARDÖ (1957) beschreven voedselplanten plaatselijk niet voorkomen, komt wel Kleine leeuwentand (zelfde geslacht als de beschreven voedselplant Herfstleeuwentand) vrij abundant voor. Rond het putje (SV) waar zelfs in 2003 nog nauwelijks vegetatie was werden maar 2 exemplaren gevangen. Het is ook niet de optimale habitat voor deze soort.

12.8.7 Stratiomyidae (Wapenvliegen)

Er is weinig geweten van de biologie van wapenvliegen in België. Er zijn enkele soorten die halofiel zijn, wat dan ook de reden is dat we ze hier in de studie betrokken. Er werden 5 soorten gevonden (tabel 12.11). *Nemotelus notatus* en *N. uliginosus* zijn beide halofiel. *Chorisops tibialis* is een soort van duinen en zandgronden. De andere soorten, *Beris vallata* en *Chloromyia formosa* zijn eurytope soorten.

Tabel. 12.11 - Stratiomyidae (wapenvliegen) in het VNR De IJzermonding, gevonden in 2003.

soort / station	**6KB**	**AB**	**CV**	**SB**	**Totaal ind.**
Beris vallata				1	1
Chloromyia formosa	1	9	1	2	13
Chorisops tibialis	1				1
Nemotelus notatus	7			2	9
Nemotelus uliginosus		2	1		3
Totaal ind.	9	11	2	5	27
aantal soorten	4	3	3	4	6

13 Biologische responsvariabelen: benthos en benthische gemeenschappen

Jan WITTOECK, Natasha CHAVATTE, Magda VINCX & Steven DEGRAER

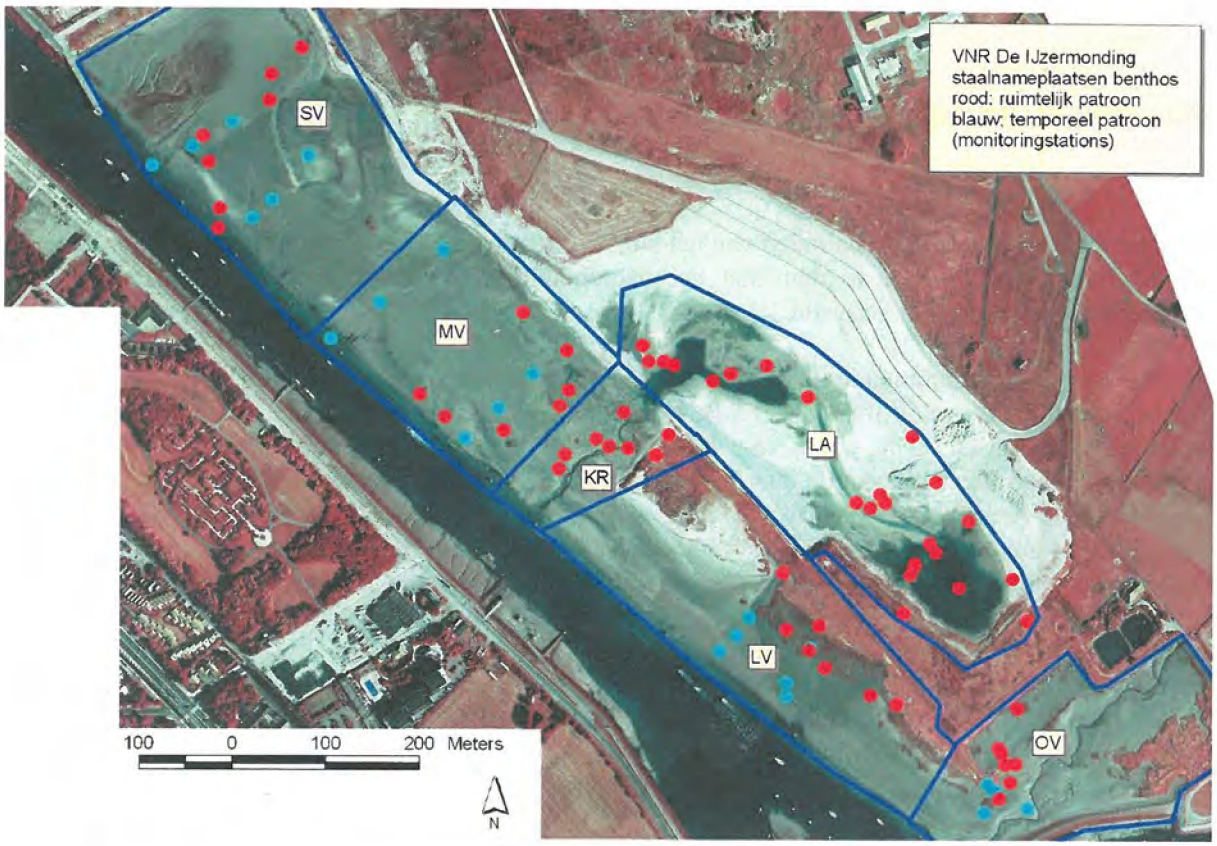
13.1 Inleiding

Een van de belangrijkste waardebepalende, biologische onderdelen van om het even welk estuarien ecosysteem is het leven in het sediment van de intertidale, onbegroeide slikken. Op zich kan deze fauna en flora al zeer rijk zijn, ze vertegenwoordigen daarenboven een belangrijk deel van de aanwezige biomassa en functioneren daarmee ondermeer als belangrijke voedselbron voor vissen en vogels. Hoewel het benthos is samengesteld uit fyto- en zoöbenthos, werd voor de IJzermonding geopteerd om enkel het zoöbenthos te bestuderen, en daarvan met name het macrozoöbenthos (alle dierlijke organismen groter dan 1mm), omdat precies dit onderdeel van het benthos als belangrijkste voedselbron fungeert voor de avifauna. In onderhavig hoofdstuk worden de resultaten besproken van de monitoring van het macrobenthos, waarna de avifauna aan bod komt in hs. 14. De relatie tussen beide wordt tenslotte besproken in hs. 15.
Om de evolutie van het intertidale macrobenthos in het gebied te kunnen evalueren, werden in de opdracht drie staalnamecampagnes over een periode van drie jaar voorzien. Tijdens deze campagnes moest het macrobenthos langsheen een tiental transecten worden bemonsterd, waarbij per transect negen macrobenthosstalen zouden, worden verzameld. Deze negen stalen zouden worden verdeeld over drie verschillende hoogtes in de intergetijdenzone: laag-, midden- en hoogintertidaal. Aldus zou een totaal van 270 macrobenthos stalen worden verzameld, getrieerd en uitgedetermineerd. Deze methodologie werd vrij strikt gevolgd, het aantal transecten werd evenwel beperkt tot 8, maar er werd daarentegen wel een veel ruimere eenmalige bemonstering voorzien om een gedetailleerd beeld te verkrijgen van de ruimtelijke spreiding.
Gegeven het feit dat er geen overlap is qua deelstudiegebied tussen de studie van de vegetatie en de arthropoden van schor en duin enerzijds en het macrobenthos (beperkt tot het onbegroeide deel van het intertidaal) anderzijds en er dus ook geen reden was om dezelfde transecten te gebruiken, werden de benthostransecten onafhankelijk gekozen in functie van de visueel waarneembare altitudinale en longitudinale ecotonen, die in het onbegroeide deel van het intertidaal belangrijk geacht werden voor de ontwikkeling van de macrobenthosfauna, met name de overstromingsfrequentie en -duur en daarmee de mate van substraatuitdroging en de mate van verstoring door de natuurherstelwerken in het intertidaal

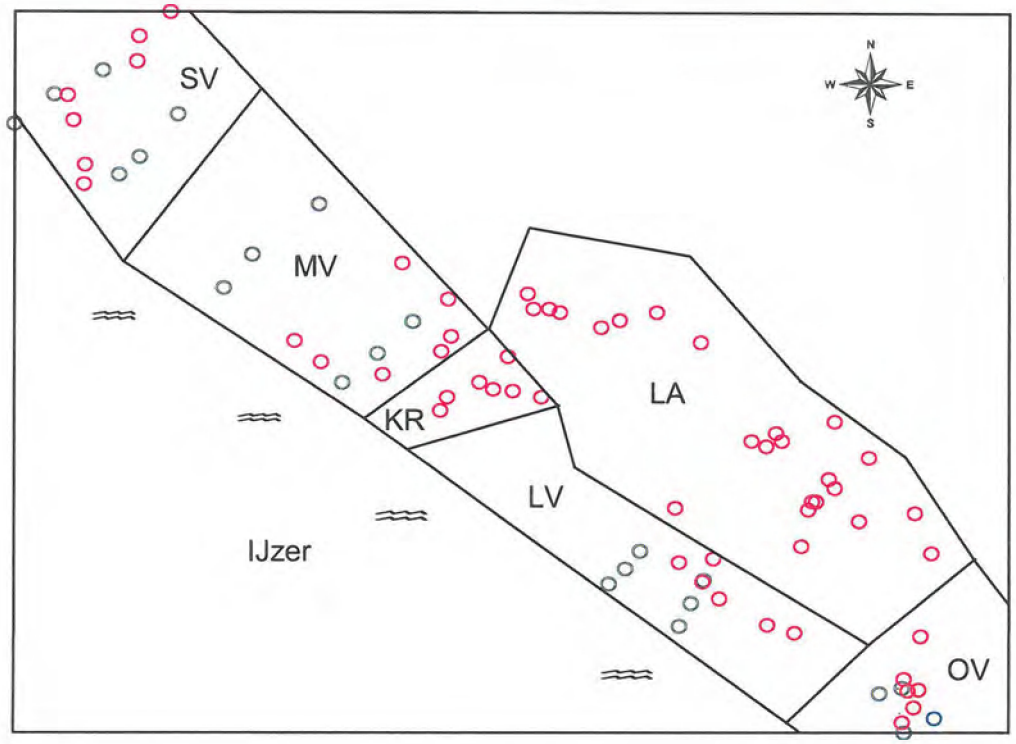
13.2 Materiaal en methode

Voor de studie van de temporele en ruimtelijke variabiliteit van het macrobenthos aan de IJzermonding, werd het gebied ingedeeld in zeven deelgebieden (fig. 13.1). Deze deelgebieden werden afgebakend op basis van (1) gekende, natuurlijke ecologische gradiënten (strand versus slikke) en (2) verwachte, antropogene gradiënten (onverstoorde tot sterk verstoorde slikke en lagunaire systeem).
Voor de studie van de temporele variabiliteit (de feitelijke monitoring) van het macrobenthos van de IJzermonding in de periode 2001 – 2004 werd in de onverstoorde tot sterk verstoorde deelgebieden telkens langsheen twee transecten opgevolgd. Op elk van de transecten werden drie vaste stations geselecteerd: één hoog intertidaal (+4,5 m MLLWS), één midden intertidaal (+2,5 m MLLWS) en één laag intertidaal (+1 m MLLWS) station. Deze stations werden jaarlijks elk met drie stalen bemonsterd: oktober 2001, september 2002 en januari 2004.

Voor de studie van de ruimtelijke variabiliteit werden, naast de vaste monitoringstations, 60 bijkomende stations, verspreid over de zeven deelgebieden bemonsterd. Bij de selectie van de bijkomende stations werd gestreefd naar (1) een homogene ruimtelijke spreiding en (2) een representatie van de verschillende habitattypes. Deze stations werden elk met één staal in januari 2004 bemonsterd. Daarnaast werd ook het strandgedeelte van het IJzermonding reservaat bemonsterd in oktober 2003, via 2 transecten (die als replica's dienden), waarbij er 26 stalen genomen werden langsheen het intertidale strand van hoog tij tot eb.
Alle macrobenthosstalen (behalve de strandstalen) werden verzameld aan de hand van een steekbuis met diameter 11cm (staalnameoppervlak: 0,01m²) tot op een diepte van 15cm. De stalen werden na fixatie (8% formaldehyde-zeewateroplossing) gespoeld over een zeef met maaswijdte 1mm. De strandstalen werden genomen met behulp van een frame (opp. 0,1026 m²) dat 15cm diep in het sediment werd geduwd. De stalen werden levend gespoeld over een zeef met maaswijdte 1mm. Door het gebruik van de 1mm zeef wordt per definitie het macrobenthos bestudeerd.
Op ieder station werd verder een sedimentstaal verzameld met behulp van een steekbuis met diameter 3,6cm. Na drogen werd het sediment geanalyseerd volgens de COULTER LS laserdiffractie methode.
Alle op de 1mm-zeef achterblijvende organismen werden geïdentificeerd tot op soortniveau. Bij de Oligochaeta kon slechts één soort *Tubificoides benedeni* worden onderscheiden. Bij een kwalitatieve controle van de overige Oligochaeta bleek het uitsluitend te gaan over *Tubifex costatus* (pers. med. J. Seys, VLIZ). Hierbij kon echter de aanwezigheid van andere soorten niet met zekerheid worden uitgesloten, zodat geopteerd werd de overige soorten Oligochaeta te classificeren als "Oligochaeta spp".
Bij de studie van zowel de ruimtelijke als temporele variabiliteit werden multivariate patronen onderzocht door middel van een Two-Way INdicator Species ANalysis (TWINSPAN) (Hill, 1979) – een dichotome opsplitsingstechniek, die groepen van staalnamepunten clustert naargelang de soortensamenstelling. Het programma geeft ook de indicatorsoorten aan die de verschillende clusters karakteriseren. Bij wijze van een dendrogram worden de meest op elkaar gelijkende stations gegroepeerd (cut levels: 0-100-200-400-900-2200-6900-16000). Daarnaast werd ook een Detrended Correspondence Analysis (DCA) uitgevoerd. Hierbij worden de stalen geschikt binnen een multidimensionele ruimte op een manier waarbij de afstand tussen de stalen evenredig is met de similariteit van de macrobenthossamenstelling tussen de stalen: hoe dichter de stalen, hoe gelijkaardiger hun macrobenthos. Voor de studie van de ruimtelijke variabiliteit werden beide patronen onderzocht, bij de temporele enkel de DCA. Er werd in beide gevallen enkel rekening gehouden met de eerste twee assen (i.e. meest verklarende assen): voor de ruimtelijke variabiliteit Eigenwaarde as1 = 0,29; Eigenwaarde as2 = 0,14; voor de temporele variabiliteit Eigenwaarde as1 = 0,21; Eigenwaarde as2 = 0,13.
Bij de studie van de temporele variabiliteit werden de twee transecten als replica's binnen elk van de deelgebieden beschouwd. De drie stalen per station dienden enkel ter verhoging van de representativiteit en werden vóór de analyse uitgemiddeld. De standaardfouten werden dus berekend op basis van de standaardafwijking tussen de gemiddelde waarden van de twee stations op een bepaalde hoogte en in een bepaald deelgebied.
Het lage aantal replica's (max. 2 replica's) laat niet toe om op een betrouwbare manier univariate analyses uit te voeren. De univariate bespreking van de temporele, verstorings- en intertidale gradiënten bleef daarom beperkt tot een beschrijving van de waargenomen patronen, zonder hierbij de statistische significantie na te gaan. Ze moeten daarmee met de nodige omzichtigheid geïnterpreteerd worden.
Patronen binnen de multivariate analyse werden statistisch onderzocht aan de hand van (1) de niet-parametrische Kruskal-Wallis test bij de vergelijking van meerdere groepen en (2) de niet-parametrische Spearman R bij correlatieanalyse.
De data voor de ruimtelijke verspreiding betrof per zone enkel de dichtheden van het eerste staal (A) van elk vast station (1, 2,5 en 4,5 m MLLWS) van telkens beide transecten. De datamatrix werd verder aangevuld met de gegevens van elk van de 60 additionele stalen die verspreid lagen over de verschillende zones. Tijdens de waarnemingsperiode was het substraat van het voormalige tijdok dermate instabiel, dat bemonsteringen niet mogelijk waren. Daarom kon enkel de rand van dit deelgebied bemonsterd worden.



Figuur 13.1(a)



Figuur 13.1b - Schematische voorstelling van het studiegebied met aanduiding van de zes visueel onderscheiden, deelgebieden en de bemonsterde stations. OV, onverstoorde zone; LV, licht verstoorde zone; MV, medium verstoorde zone; SV, sterk verstoorde zone; KR, kreek: LA, lagune; Gele punten, monitoringstations; Rode punten, ruimtelijke verspreidingsstations. In Fig. 13.1a staan de locaties exact weergegeven op de FCIR-luchtfoto's van 28 juli 2002.

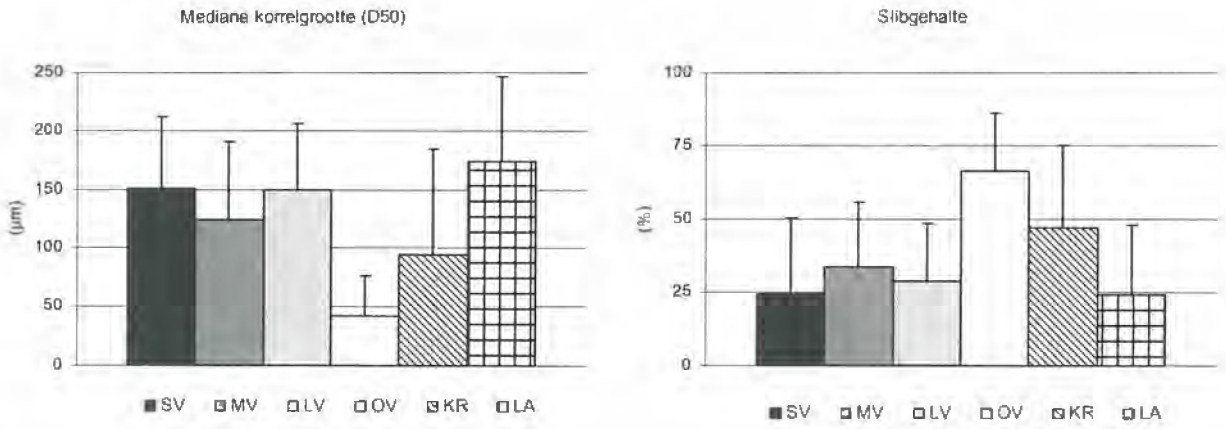
Om praktische redenen (het grote aantal bytes van de figuren met een fotoachtergrond) worden hierna niet de foto's, maar steeds de schematische voorstellingen gebruikt om de verspreidingspatronen van het macrobenthos weer te geven.

13.3 Resultaten: ruimtelijke variabiliteit

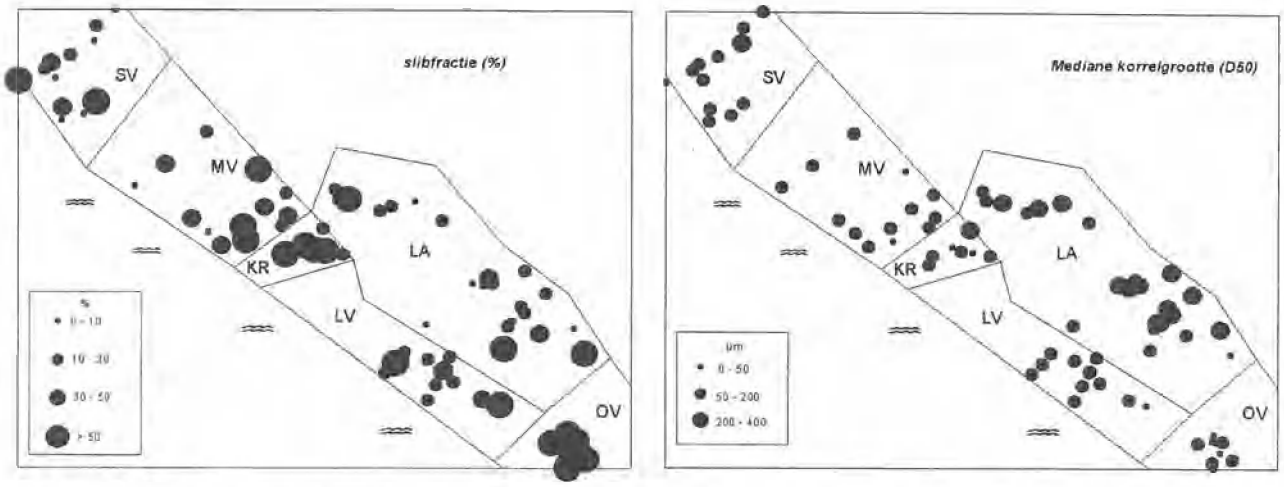
13.3.1 Granulometrie

De resultaten van de textuurbepalingen van het sliksediment werden reeds besproken in hs. 7. Omwille van de directe link van de textuur met de macrobenthosspreiding worden de resultaten van de granulometrie hier evenwel herhaald.

Anno januari 2004 schommelde de gemiddelde mediane korrelgrootte (D50) van het slikareaal rond 150 µm (behalve in OV: 50 µm) (fig. 13.2). De slibconcentratie in het sediment was steeds vrij hoog, variërend tussen 25 en 35 %, tenzij voor de OV-zone, waar dit 60 % bedroeg. Deze zone wijkt qua slibvariabelen significant af van de overige zones, terwijl voor de OV-zone (de door de herstelwerken niet beïnvloede Kreek van Lombardsijde) deze waarden vermoedelijk nog lager (D50) respectievelijk hoger (% slib) zouden zijn, indien er ook bij laagwater (ca. + 1 m MLLWS) had kunnen bemonsterd worden (niet mogelijk wegens ontoegankelijkheid van het slib). Het lagunegedeelte van het gebied (LA) differentieerde zich van de rest door een hogere maar niet significant hogere mediane korrelgrootte (> 175 µm) en (niet significante) lagere slibconcentraties (< 25 %). Het strandgedeelte van het reservaat werd gekenmerkt door in vergelijking met het estuarium relatief hoge mediane korrelgrootte (205 ± 20 µm) en zeer lage slibconcentraties (< 0,1 %).



Figuur 13.2 - Mediane korrelgrootte (D50 in µm) en slibgehalte (in %) van de bemonsterde gebieden anno 2004. SV: sterk verstoord; MV: matig verstoord; LV: licht verstoord; OV: onverstoord; KR: kreek en LA: lagune. Gemiddelden ± Standaardfout.

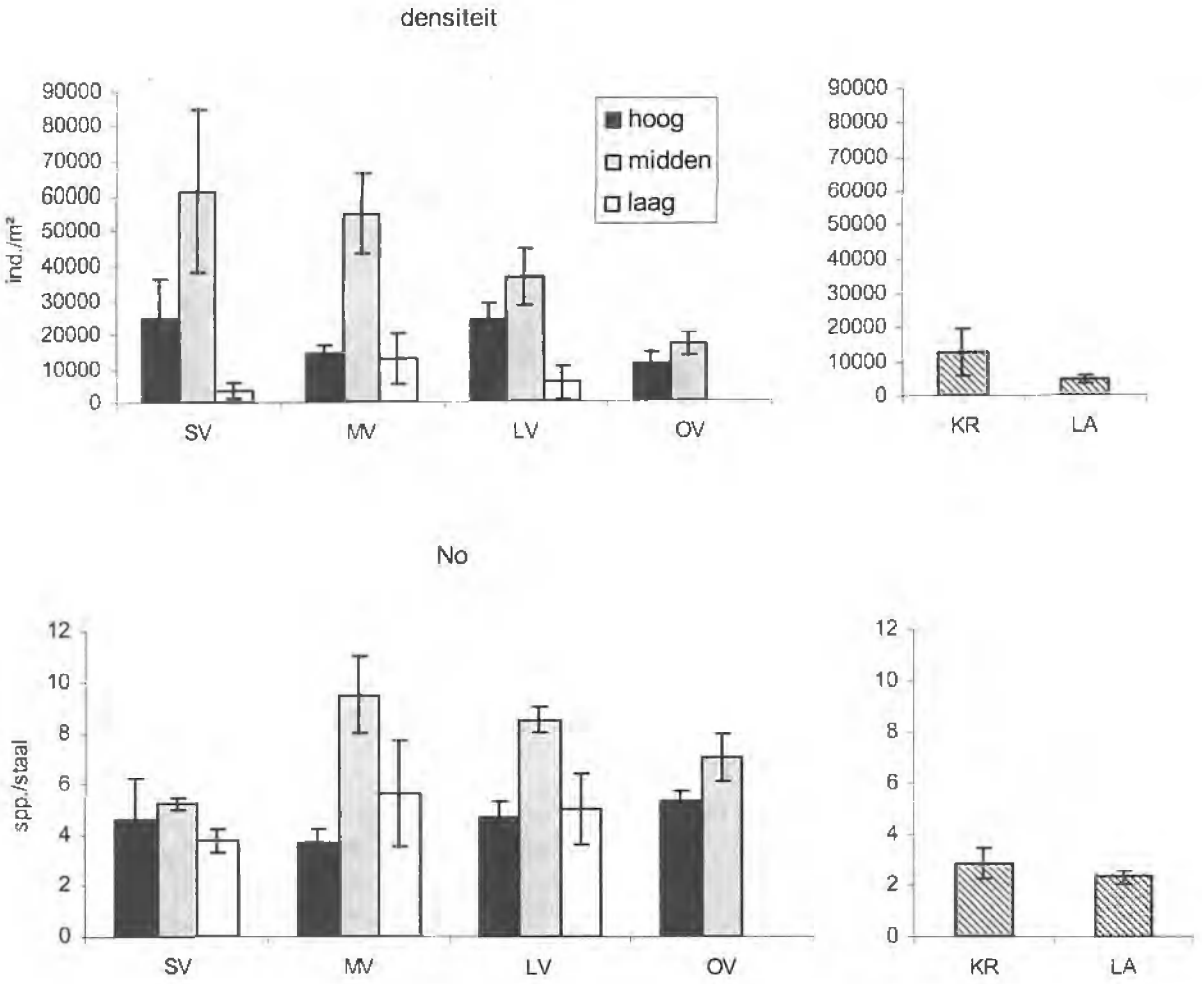


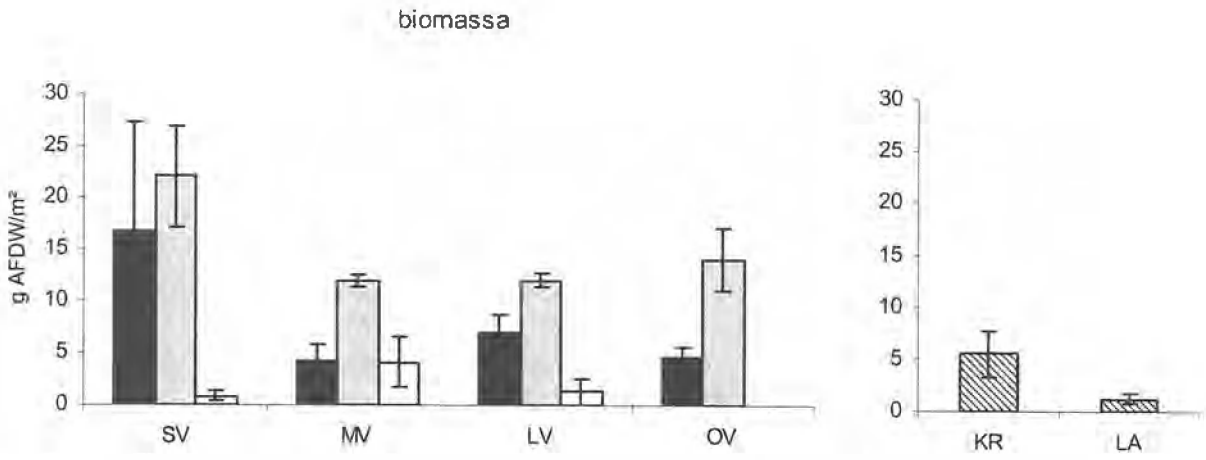
Figuur 13.3 - Schematische voorstelling van de slibfractie (in %) en de mediane korrelgrootte (in µm) op de verschillende monitoringstations, anno januari 2004.

13.3.2 Algemene kenmerken van de macrobenthosfauna van het estuarium per deelgebied

13.3.2.1 Densiteit, soortenrijkdom en biomassa (fig. 13.4)

De hoogste gemiddelde densiteiten en biomassa's werden opgemeten in SV (respectievelijk 30.000 ind/m² en 15 g AFDW/m²). De totale abundantie schommelde tussen 0 en 113.100 ind/m² (gemiddelde dichtheid 16.509 ± 2334 ind/m²). In ruim 40 % van de stalen werden meer dan 10.000 ind/m² genoteerd. De soortenrijkdom (N_0) van het macrobenthos varieerde tussen 0 en 13 soorten per staal (gemiddeld 4,7 ± 0,3 spp/staal). In de OV bevonden er zich gemiddeld 6 soorten per staal terwijl dit voor SV slechts 4,5 soorten per staal betrof. Rond KR en annex LA werden gemiddeld 2 tot 3 soorten per staal gevonden. In 74 % van de stalen genomen in 2004 werden amper meer dan 5 soorten aangetroffen. In twee stalen (2,5 %) werden helemaal geen organismen gevonden. De meest dominante soorten behoorden tot de Crustacea: het vlokreeftje *Corophium volutator* (70 %); de Oligochaeta: Oligochaeta spp. (62 %) en *Tubificoides benedeni* (36 %); de Polychaeta: *Nereis diversicolor* (45 %), *Eteone longa* (24 %), *Heteromastus filiformis* (22 %) en *Pygospio elegans* (21 %) en de Mollusca: *Macoma balthica* (29 %). De overige soorten overstegen nergens de 20 % grens. De biomassa's schommelden tussen 0,004 en 57g AFDW/m² (gemiddeld 7 ± 1 g AFDW/m²). Hoge biomassa's werden aangetroffen in SV en OV met respectievelijk 15 en 11g AFDW/m². Lage waarden werden genoteerd in LA (< 2g AFDW/m²).


densiteit
ind./m²
90000
80000
70000
60000
50000
40000
30000
20000
10000
0
hoog
midden
laag
SV
MV
LV
OV
KR
LA
No
spp./staal
12
10
8
6
4
2
0



Figuur 13.4 - Densiteit, soortenrijkdom (N_0) en biomassa van de bemonsterde gebieden anno 2004 per hoogte stratum. SV: sterk verstoord; MV: matig verstoord; LV: licht verstoord; OV: onverstoord; KR: kreek en LA: lagune. Gemiddelden ± Standaardfout.

13.3.2.2 Densiteit, soortenrijkdom en biomassa versus hoogteligging

De midden intertidale zones van het volledige slikgebied vertegenwoordigden steeds de hoogste densiteiten (gemiddeld: 42.308 ind/m²) (fig. 13.4). De laagst gelegen bemonsteringsplaatsen (ongeveer ter hoogte van de laagwater lijn op ca. +1m MLLWS) vertoonden over het algemeen de laagste densiteiten (gemiddeld 7,237 ind/m²). Dit overduidelijke verschil tussen laag, midden en hoog was voornamelijk zichtbaar in zones SV en MV. In zones LV en OV bleken die verschillen veel minder groot te zijn. Het aantal soorten per hoogtestratum week enigszins af van de densiteittrends. Het verschil tussen laag- (gemiddeld 4,8 spp/staal) en middengedeelte (gemiddeld 7,6 spp/staal) was wel nog aanwezig maar minder prominent. Verder viel op dat de soortenrijkdom in zone SV over de drie hoogtes weinig varieerde.
Hoogste biomassa's werden opgemeten in de SV zone. Over het algemeen werden de hoogste gemiddelde biomassa's opgemeten op het midden gedeelte van de slikken (12,1g AFDW/m²). De densiteit-, soortenrijkdom- en biomassagegevens van de nieuwe kreek (KR) en de daar aanpalende lagune (LA) werden niet opgedeeld in hoogtestrata. Er werden echter wel duidelijke hoogteverschillen waargenomen in KR (persoonlijke observaties).

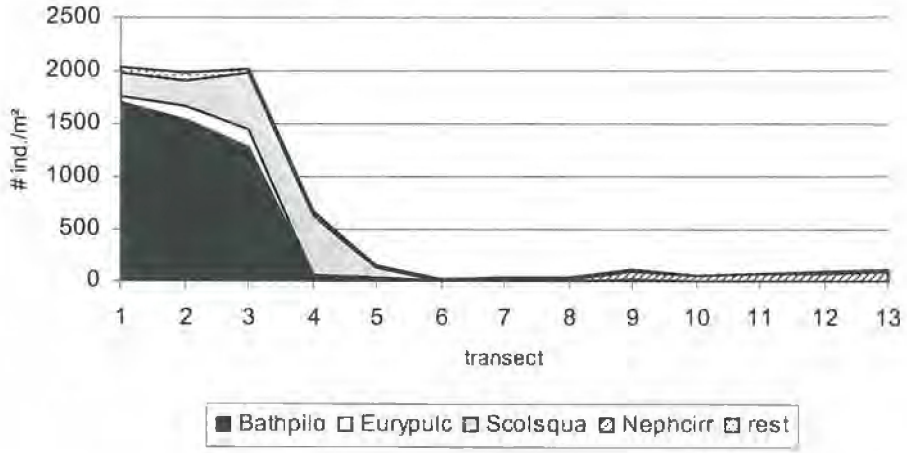
13.3.2.3 Densiteit, soortenrijkdom en biomassa versus storingsgradiënt

Langsheen de noord-zuid gradiënt van SV (sterk verstoord) naar OV (onverstoord) werd een negatieve trend in totale densiteit genoteerd (fig. 13.4). De soortenrijkdom (N_0) daarentegen vertoont een zekere tweedeling met beduidend minder soorten in SV in vergelijking met de drie andere deelgebieden. In de lagune (LA) werden zowel de laagste abundanties als de laagste soortenrijkdom opgemeten, terwijl ook de omgeving van de hoofdkreek die toegang geeft tot de lagune (KR) lagere soortenaantallen en densiteiten vertoont dan de overige geëxponeerde deelgebieden. Qua biomassa bevat het sterk verstoorde deelgebied (SV) veruit de grootste biomassa. Binnen de geëxponeerde gebieden vertonen MV en vooral de omgeving van de hoofdkreek (KR) een minimum, waarna de biomassa naar het de Kreek van Lombardsijde (OV) opnieuw toeneemt. De luwe lagunezone vertoont veruit de geringste biomassa.

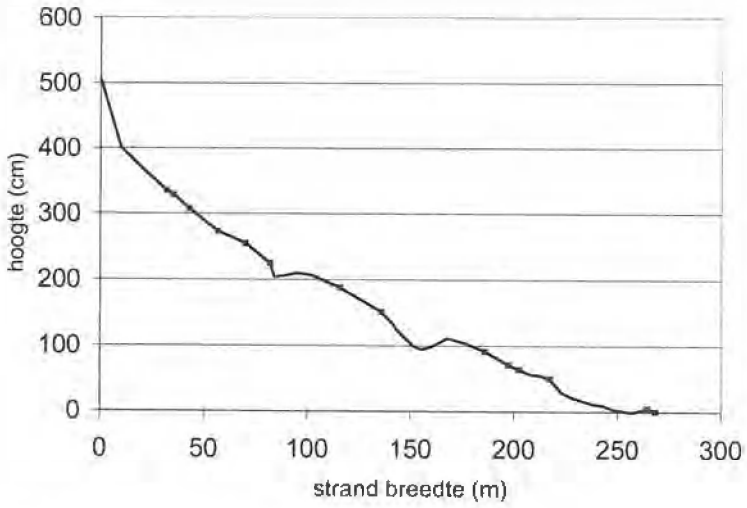
13.3.3 Gemeenschappen

13.3.3.1 Classificatie en indicatorsoorten

De TWINSPAN classificatie (fig. 13.7 en 13.9 en bijlage 13.1) werd verricht tot op 4 niveaus. In een eerste verdeling werd één twingroep afgescheiden (Twin 8). De stations binnen deze cluster waren allen afkomstig van het strandgedeelte van het IJzermondingreservaat.
De DCA-analyse confirmeerde die afscheiding en suggereerde tevens het bestaan van twee duidelijke strandgemeenschappen – laag- en hoogintertidaal (fig. 13.5).
Typische soorten voor de hoogstrandgemeenschap waren *Bathyporeia pilosa* (Bathpilo) en *Eurydice pulchra* (Eurypulc). Ook *Scolelepis squamata* (Scolsqua) maakte deel uit van deze gemeenschap, maar zijn verspreidingsgebied strekte zich uit tot het middenstrand. Voor de laagstrandgemeenschap kwam enkel *Nephtys cirrosa* (Nephcirr) regelmatig in aanzienlijke dichtheden voor. De soortenrijkdom (N_0) verschilde eveneens voor beide gemeenschappen resp. 5 en 3 spp/staal. Fig. 13.6 geeft een schematische voorstelling weer van het gemiddeld strandprofiel.



Figuur 13.5 - Verspreiding van de belangrijkste soorten langsheen het strandtransect.



Figuur 13.6 - Het strandprofiel (anno november 2003) met intertidale helling 1,42 %.

Twee macrobenthossoorten van de hoogstrandgemeenschap van het VNR De IJzermonding (bemonstering oktober 2003).



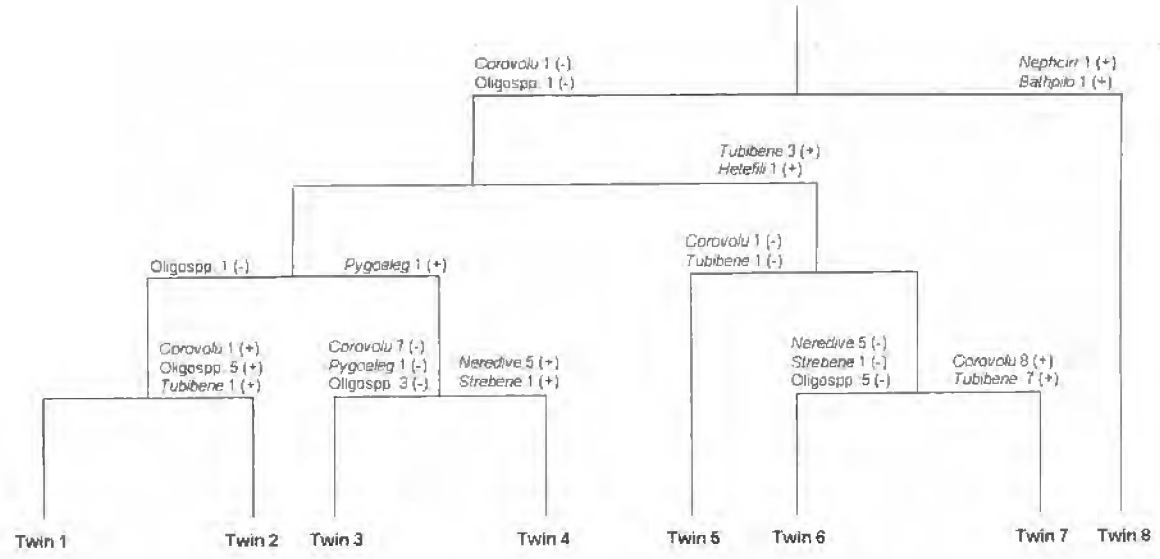
Bathyporeia pilosa (www.tmu.uit.no)



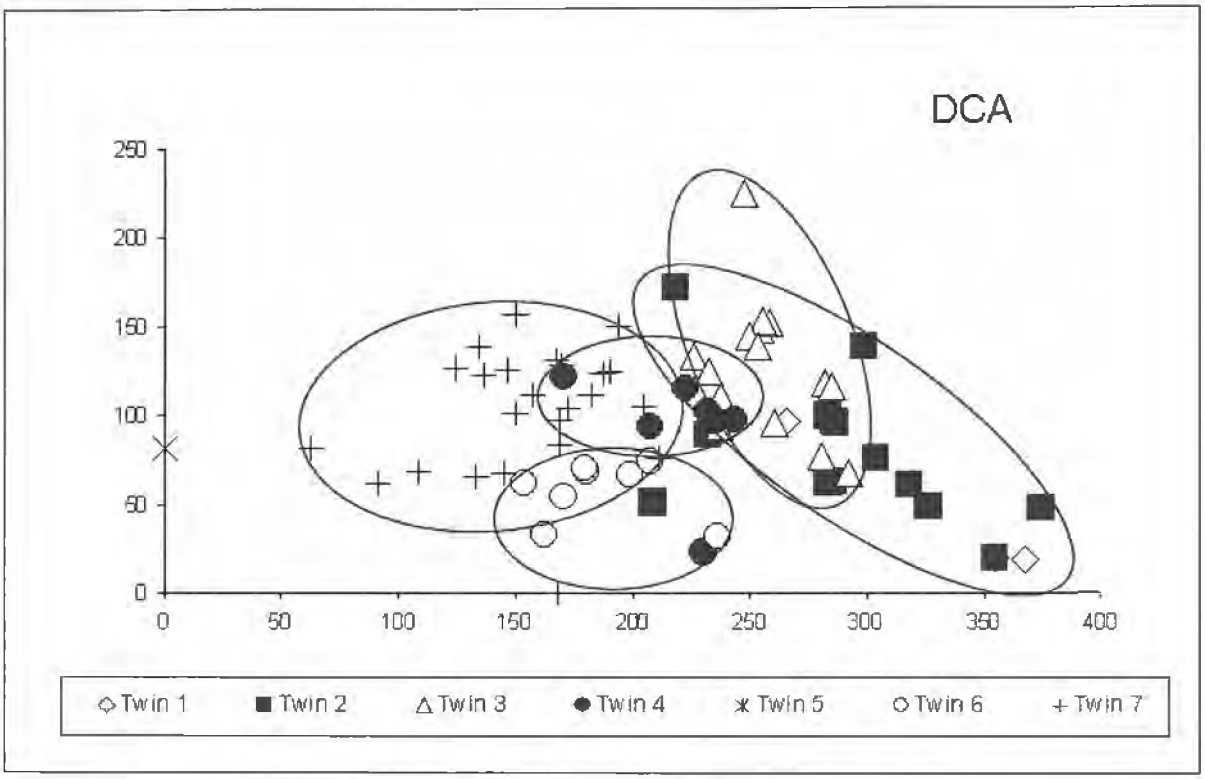
Euridice pulchra (www.mesl-photolibrary.co.uk)

In een tweede opdeling wordt splitst clusters 1-4 van clusters 5-7. Deze opsplitsing onderscheidt enerzijds de hogere gedeelten van het slikgebied en de gebieden KR en LA die kort voor de bemonstering een drastische verstoring hadden ondergaan en anderzijds de laag- en middenintertidale slikgemeenschappen.
Op het volgende niveau scheiden clusters 1 en 2 zich af van 3 en 4. Veruit alle bemonsterde stations in Twin 1 en 2 situeren zich in het lagunegebied (LA) of op de hogere gedeelten van de geëxponeerde slikken die direct grenzen aan het oude schor. De soortenrijkdom in cluster 1 is zeer laag (1,6 spp/staal), de macrobenthosfauna wordt er voornamelijk gedomineerd door Oligochaeta spp. Daarnaast werden ook vondsten gedaan van *Achelia longipes* (Pycnogonida) en *Macoma balthica* (Mollusca).
Cluster 2 daarentegen oversteeg cluster 1 zowel qua densiteit als soortenrijkdom (gemiddeld 5756,3 ind/m² en 2,3 spp/staal). Belangrijkste vertegenwoordigers waren net als in cluster 1 Oligochaeta spp., maar daarnaast kwam *Corophium volutator* ook reeds in aanzienlijke densiteiten voor.

De habitat in clusters 3 en 4 wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van fijnere sedimenten (mediane korrelgrootte variërend tussen 121-157 µm) met een slibgehalte tot 42 %. Deze groepen bevonden zich voornamelijk op de hoogste plaatsen van het slik, die net niet grenzend aan de onderrand van het schor. Daarnaast word de gemeenschap tevens opgemerkt tegen de laagwaterzone of in het lagunegebied (LA). Beide clusters werden gescheiden op basis van de kwantitatieve verdeling van *Corophium volutator* en *N. diversicolor*. Eveneens talrijk aanwezig zijn de polychaeten *Pygospio elegans* en *Manayunkia aestuarina*. Indicator soort voor cluster 3 was *Pygospio elegans*.
Op het derde niveau worden clusters 5, 6 en 7 opgesplitst. Cluster 5 groepeert stalen die genomen zijn aan de rand van LA. Het sediment bestond in hoofdzaak uit fijn tot medium zand met een relatief laag slibgehalte (12 %). Slechts één polychaetensoort, *Eteone longa*, werd er bemonsterd en dan nog in zeer lage densiteit:. Cluster 6 en 7 vertegenwoordigen de meest diverse (N_0) macrobenthische gemeenschappen (respectievelijk 7.5 en 5,8 spp/staal). Cluster 7 bestrijkt het volledige slikkeareaal (van SV tot OV), terwijl cluster 6 zich voornamelijk beperkt tot de middenintertidale zone van de Kreek van Lombardsijde (OV). Indicatorsoorten waren respectievelijk *Streblospio benedicti*, *N. diversicolor* en Oligochaeta spp. (voor cluster 6) en *Tubificoides benedeni*, *C. volutator* en *Heteromastus filiformis* (voor cluster 7). In de laatste groep was *Macoma balthica* ook prominent aanwezig doch in kleinere densiteiten. Een DCA analyse gebaseerd op de densiteitsdata confirmeerde grotendeels de verschillende macrobenthosgemeenschappen (fig. 13.7). De soms grote overlap tussen de twinspangroepen wijst echter op de vrij geringe onderlinge differentiaties. Op basis van beide analyses werden er drie zgn. Type I soortengemeenschappen onderscheiden die aanzienlijke verschillen vertonen in zowel soortensamenstelling als habitattype (cluster 3, 6 en 7). De resterende clusters worden gecatalogeerd als overganggemeenschap enerzijds (cluster 4) of als gemeenschappen in ontwikkeling na verstoring anderzijds (clusters 1 en 2 uit het lagunegebied LA).



Figuur 13.7 - Dendrogram van de TWINSPAN-classificatie gebaseerd op de dichtheden van de macrobenthossoorten. Zie appendix voor de gebruikte afkortingen van de soortnamen.

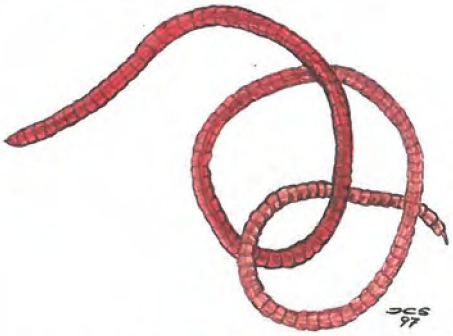


Figuur 13.8 - Detrended Correspondence Analaysis (DCA) ordinatiediagram gebaseerd op de densiteitgegevens (de sterk afwijkende strandmonsters werden weggelaten); as1 (Eigenwaarde: 0,29) versus as2 (Eigenwaarde: 0,14), waarbij ellipsen werden getrokken rond de door twinspan aangeduide clusters (uitgezonderd cluster 1 en 5).

Enkele macrobenthossoorten die werden aangetroffen in de slikken van het IJzerestuarium



Corophium volutator (www.ecologvaction.ca), in vrijwel alle zones vertegenwoordigd



Heteromastus filiformis (www.biopix.dk), typisch voor laag- en middenintertidaal



Macoma balthica (www.marlin.ac.uk), vooral hoogintertidaal voorkomend



Mysella bidentata (www.marlin.ac.uk), een nog maar zeldzaam aangetroffen soort in MV



Nereis diversicolor (www.marlin.ac.uk)



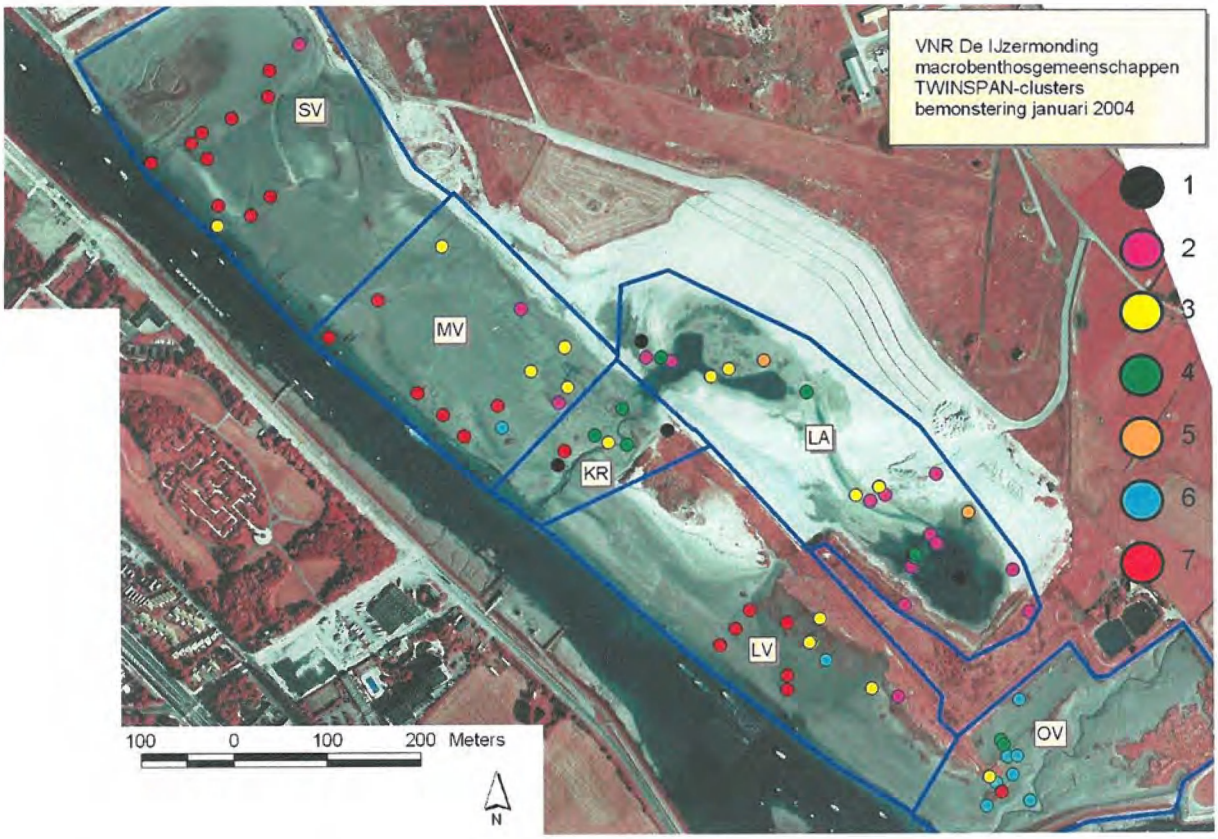
Streblospio benedicti (www.baruch.sc.edu), kenmerkend voor de Kreek van Lombardsijde (OV)



Pygospio elegans (www.nioz.nl), vooral voorkomend in de hoogintertidale zone van de geëxponeerde deelgebieden



Manayurkia aestuarina (www.biol.wwu.edu), aangetroffen in het hoogintertidaal ter hoogte van de oude schorren



Figuur 13.9 – Verspreiding van de macrobenthosgemeenschappen, gebaseerd op de Twinspan analyse van de stalen van januari 2004.

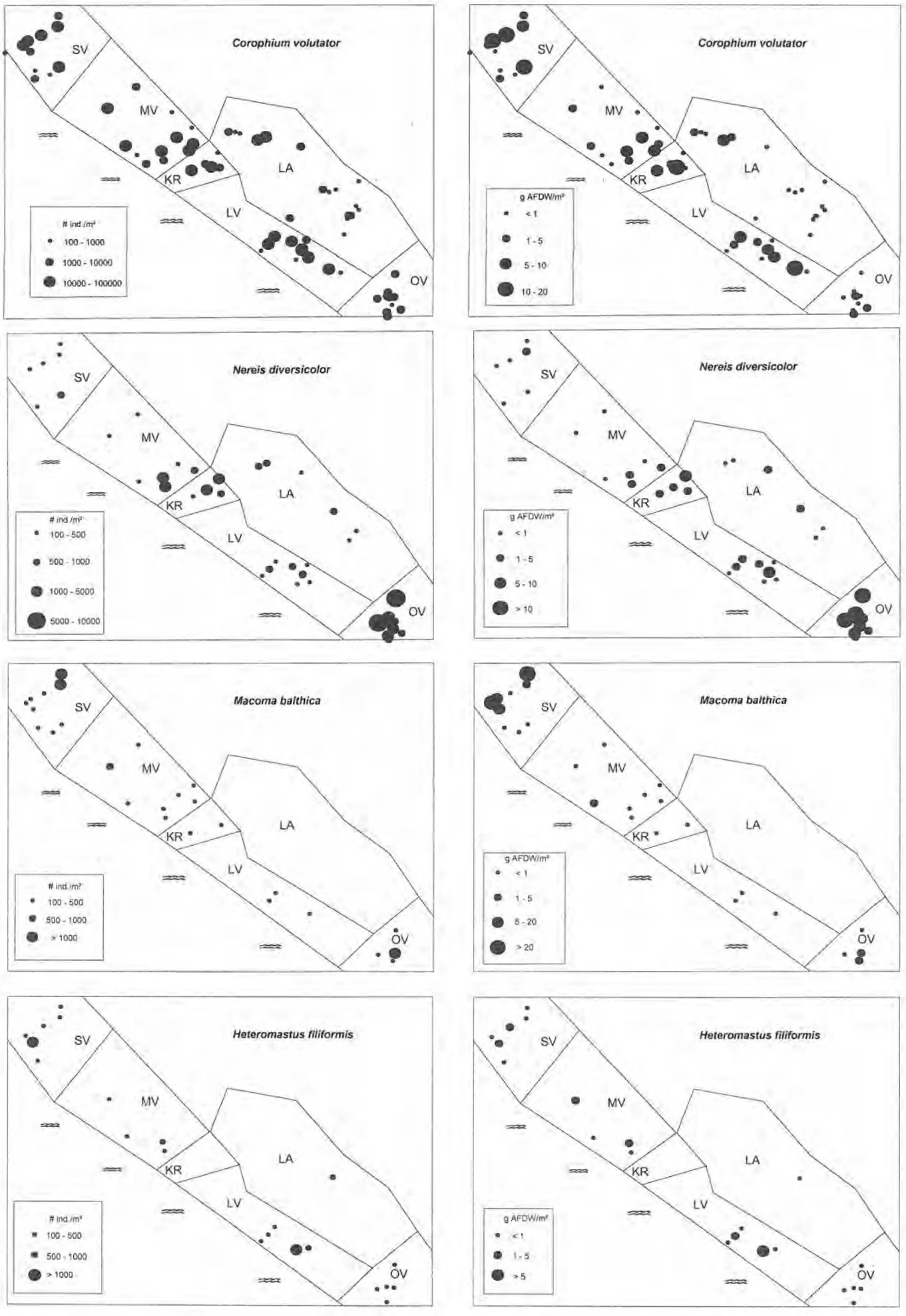
13.3.4 Soorten

13.3.4.1 Verspreiding (fig. 13.10 tem 13.12)

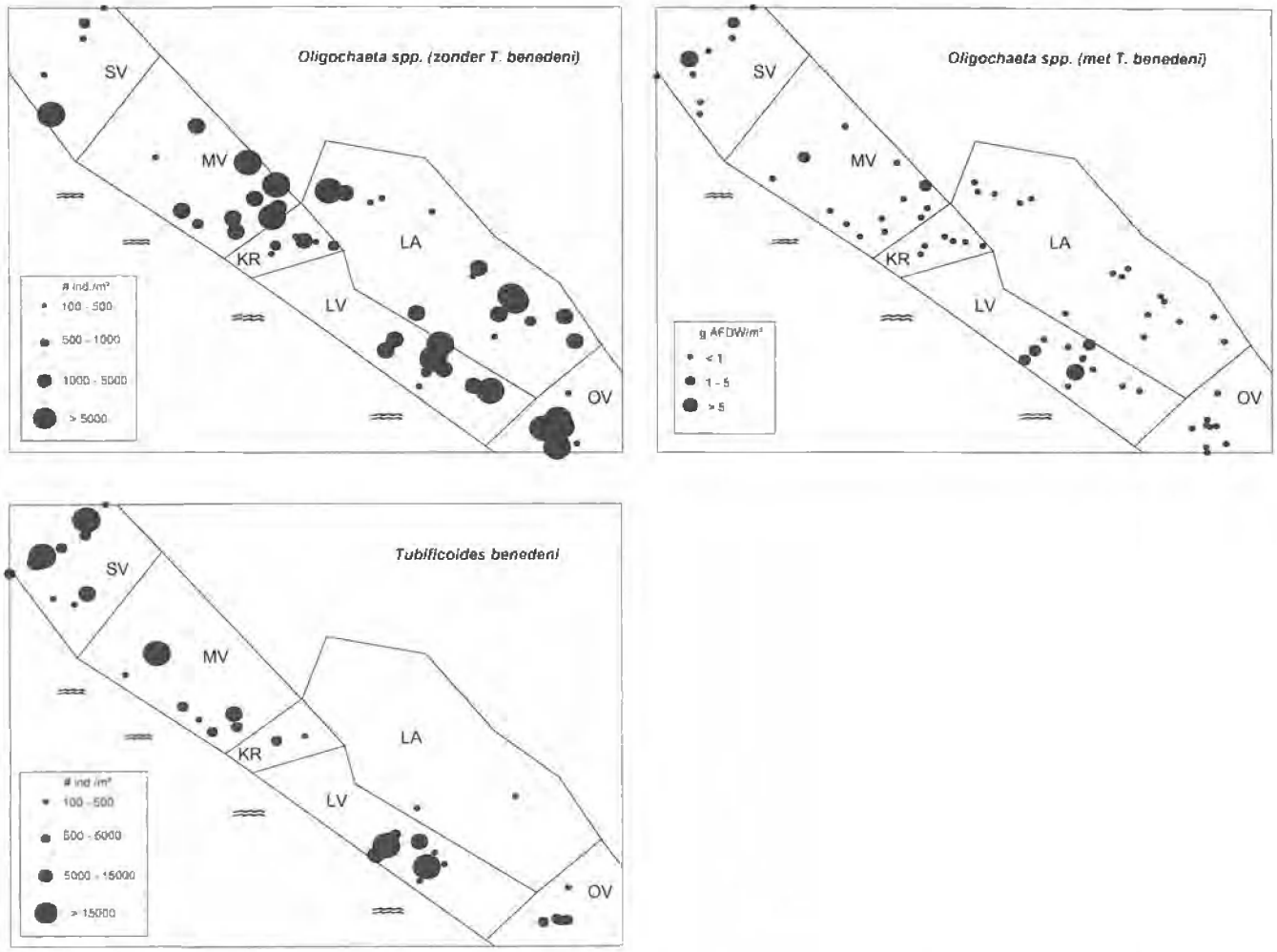
Tabel 13.1 - Frequentie van voorkomen, gemiddelde densiteit en biomassa van de belangrijkste soorten.

	Frequentie (%)	gemid. densiteit (ind/m²)	gemid. biomassa (g AFDW/m²)
Corophium volutator	70	9224,7	2,416
Oligochaeta spp	62	2537,0	0,481
Nereis diversicolor	45	644,4	1,788
Tubificoides benedeni	36	2591,4	Onder Oligochaeta
Macoma balthica	28	133,3	1,418
Heteromastus filiformis	22	122,2	0,249
Eteone longa	21	37,0	0,039
Pygospio elegans	21	222,2	0,047
Streblospio benedicti	19	328,4	0,016
Manayunkia aestuarina	5	128,4	0,002

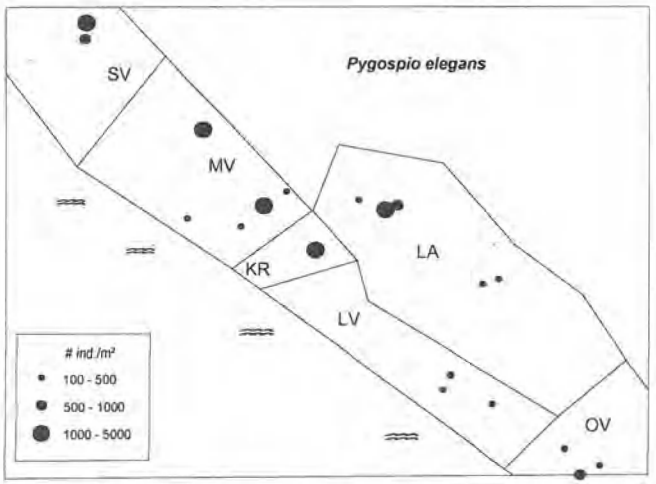
Corophium volutator zowel de hoogste frequentie van voorkomen, de hoogste gemiddelde densiteit als de hoogste gemiddelde biomassa (tabel 13.1). Oligochaeta spp. in het algemeen vertoonden tevens een ruime verspreiding en waren telkens in grote aantallen aanwezig. Ondanks hun soms zeer hoge abundanties bleef de gemiddelde biomassa echter relatief laag. *Tubificoides benedeni* werd tijdens het trieer- en telwerk nog onderscheiden van de rest van de Oligochaeta. Voor de biomassa bepaling werd dit niet gedaan. Opvallend was dat *T. benedeni* in hoofdzaak te vinden was in middengedeeltes van het slik en haast volledig ontbrak in de LA in tegenstelling tot andere Oligochaeta spp.
De belangrijkste polychaet in het slikgebied was *Nereis diversicolor*. Hoewel de soort aanwezig was in alle bemonsterde zones, werden zijn hoogste densiteiten en biomassa's genoteerd in de (Kreek van Lombardsijde (OV) en in de nabijheid van de hoofdkreek op het geëxponeerde slik (KR). Vier andere polychaeten - *Heteromastus filiformis, Eteone longa, Pygospio elegans* en *Streblospio benedicti* - kwamen ongeveer in gelijke mate (ca. 20%) voor in het slikgebied. Voor de eerste drie soorten was dit voorkomen nog verspreid over de verschillende zones. *Streblospio benedicti* bleek op 1 exemplaar na volledig afwezig te zijn in zowel SV, KR als LA. Hoogste dichtheden werden gevonden in de Kreek van Lombardsijde (OV). *Heteromastus filiformis* werd aangetroffen in alle hoogte strata van het slik, maar toonde toch een lichte preferentie voor het middengedeelte in de zones SV en LV. *Pygospio elegans* daarentegen werd voornamelijk bemonsterd op de ietwat hoger gelegen gebieden van zones SV, MV, KR en LA. *Eteone longa* bleek qua voorkomen geen echte voorkeur te bezitten. De soort werd overal (uitgezonderd in KR) aangetroffen, doch steeds in zeer lage dichtheden. *Manayunkia aestuarina* kwam enkel voor op de hogere stukken van LV en bereikte aldaar toch aanzienlijke dichtheden.
De enige tweekleppige van betekenis was *Macoma balthica*. Behalve in de lagune werd deze soort overal aangetroffen. De densiteiten waren over het algemeen vrij laag, uitgezonderd in SV en OV.
De volledige soortenlijst gebaseerd op de staalnames van 2001, 2002 (enkel slikgedeelte) en 2004 (inclusief nieuwe kreek en lagune) wordt weergegeven in tabel 13.2. Naast de soortnamen werd hun respectievelijke aan- (X) of afwezigheid (-) vermeld alsook hun meest courante voedingswijze.

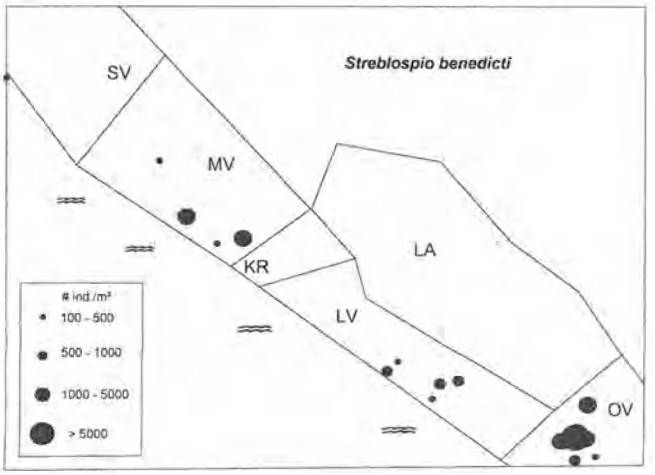


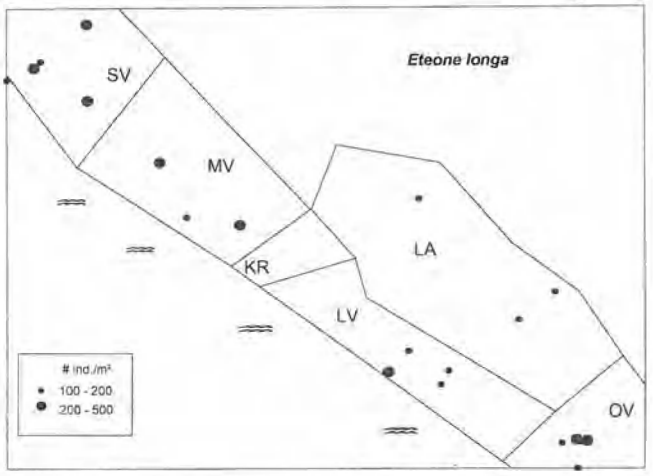
Figuur 13.10 - Ruimtelijke verspreiding, densiteit (links) en biomassa (rechts) van Corophium volutator, Nereis diversicolor, Macoma balthica en Heteromastus filiformis over het volledige slikareaal anno 2004 (op basis van 1 replikaat)

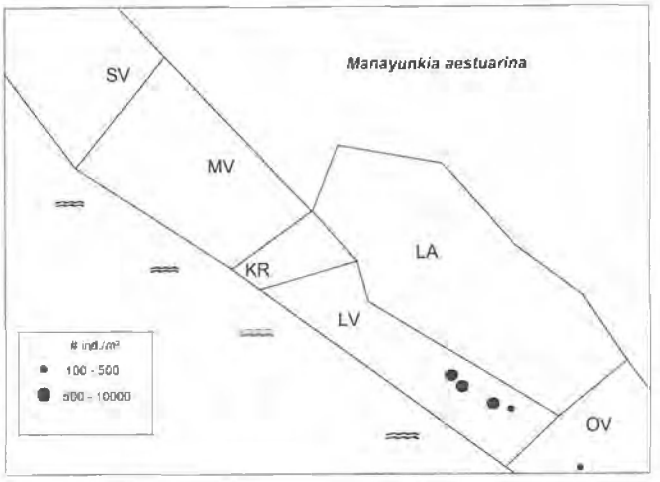


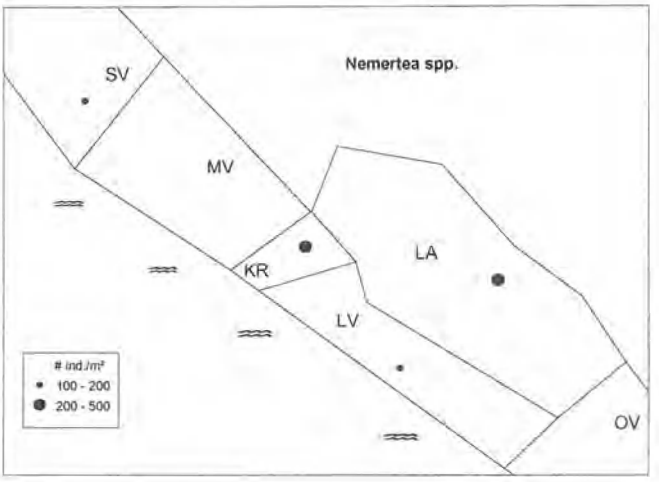
Figuur 13.10 (vervolg) - Ruimtelijke verspreiding, densiteit (links) en biomassa (rechts) van Oligochaeta spp. en Tubificoides benedeni, over het hele slikareaal anno 2004 (op basis van 1 replica).

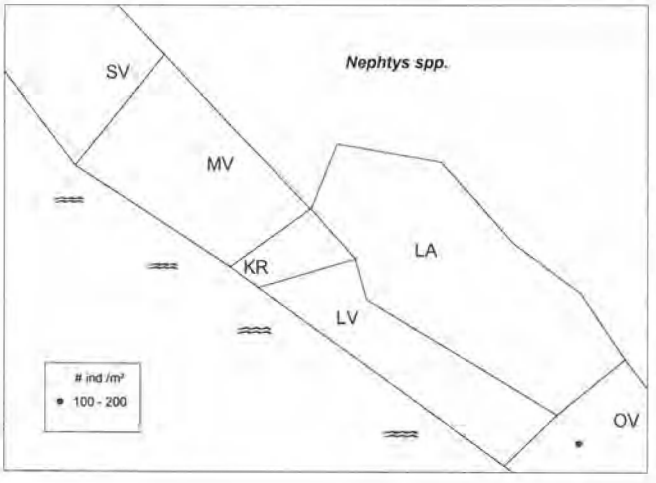

Pygospio elegans
SV
MV
KR
LA
LV
OV
ind./m²
100 - 500
500 - 1000
1000 - 5000

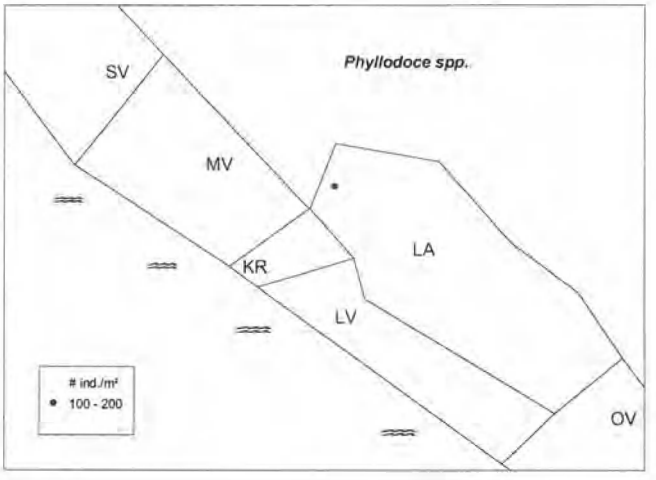

Streblospio benedicti
SV
MV
KR
LA
LV
OV
ind./m²
100 - 500
500 - 1000
1000 - 5000
> 5000

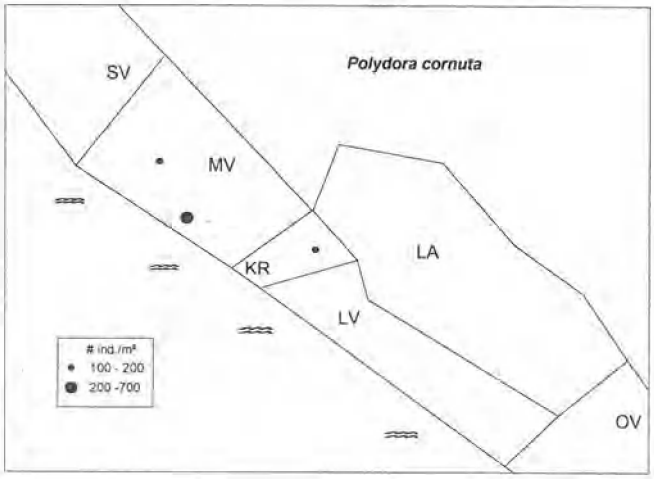

Eteone longa
SV
MV
KR
LA
LV
OV
ind./m²
100 - 200
200 - 500

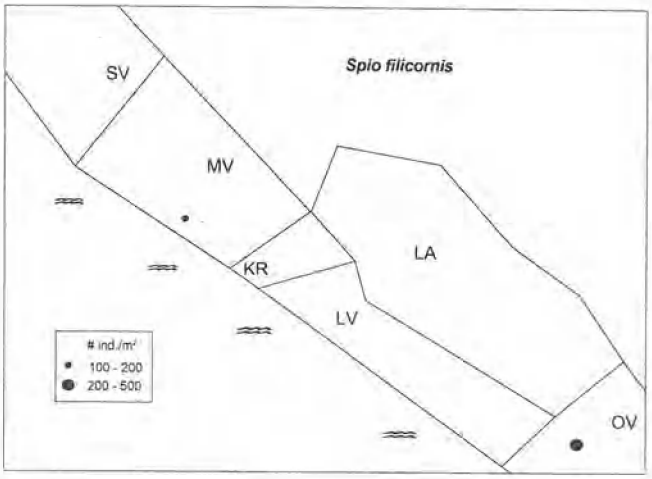

Manayunkia aestuarina
SV
MV
KR
LA
LV
OV
ind./m²
100 - 500

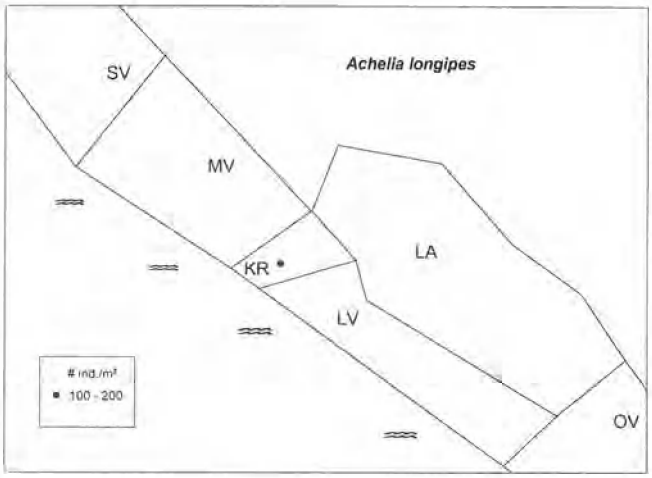

Nemertea spp.
SV
MV
KR
LA
LV
OV
ind./m²
100 - 200
200 - 500

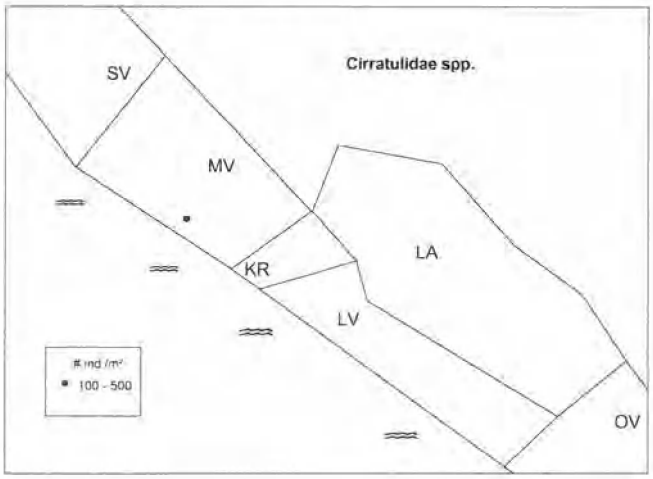

Nephtys spp.
SV
MV
KR
LA
LV
OV
ind./m²
100 - 200

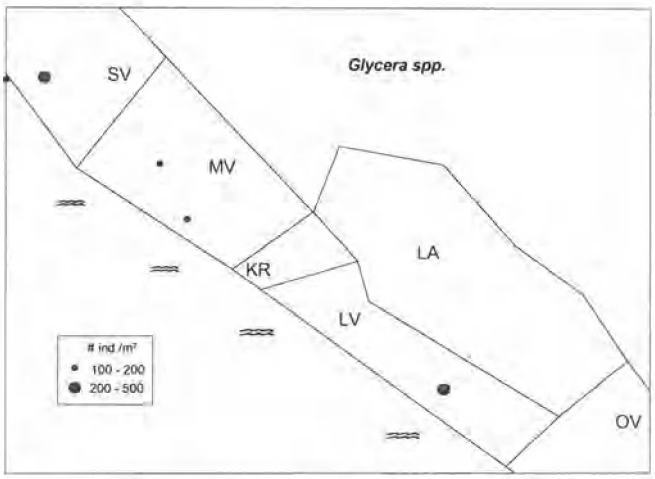

Phyllodoce spp.
SV
MV
KR
LA
LV
OV
ind./m²
100 - 200

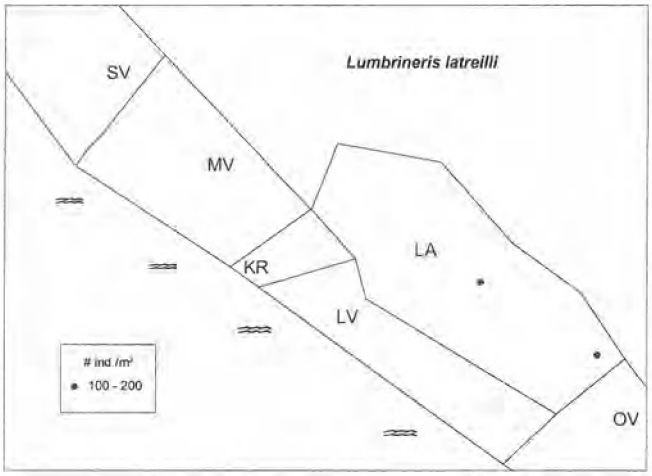


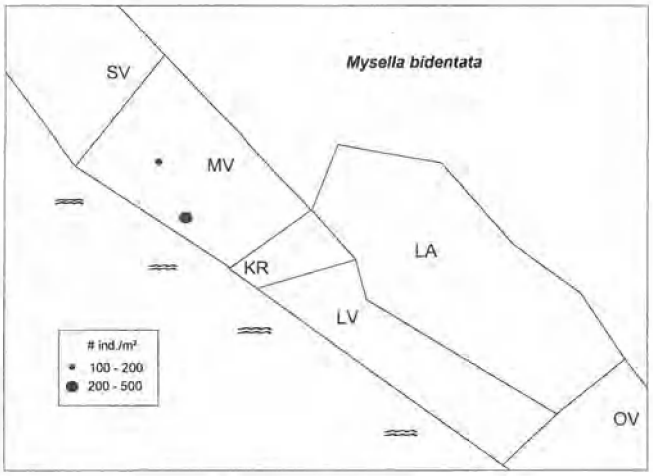












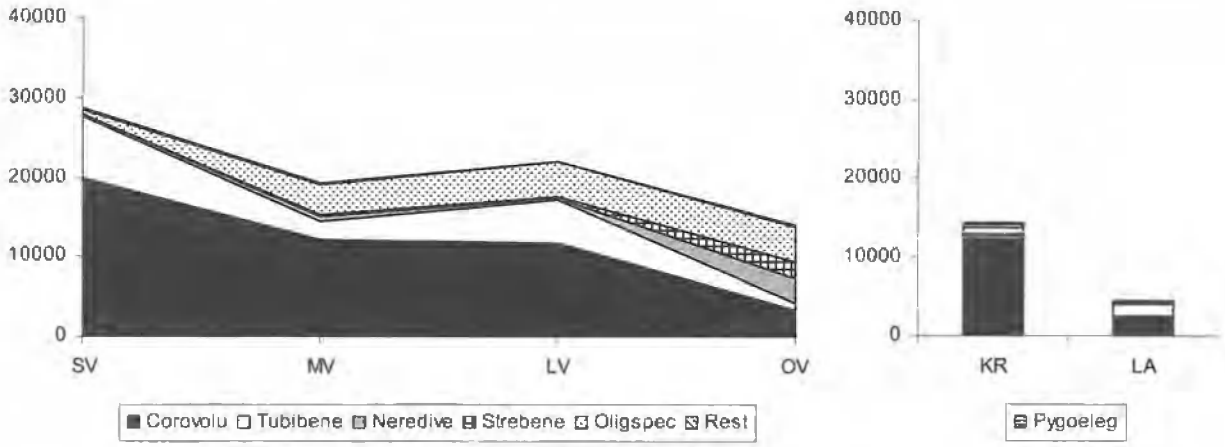
Figuur 13.11 - Verspreiding en densiteit van Polydora cornuta, Spio filicornis, Achelia longipes, Capitella spp., Cirratulidae spp., Glycera spp., Lumbrineris latreilli en Mysella bidentata over het ganse slikareaal anno 2004 (op basis van 1 replica - A).

Tabel 13.2 - Lijst van alle gevonden ('X' aan- / '-' afwezig) macrobenthossoorten (slik en strand) gedurende de drie bemonsteringscampagnes van 2001, 2002 en 2004.
Bij elke soort wordt weergegeven ook het voedingtype aangegeven. SF, suspensie voeders; SDF, 'surface deposit' voeders; SSDF, 'sub-surface deposit' voeders ; O, omnivoor -alleseters ; P, predator.

Latijnse naam	Nederlandse naam	Voedingtype	2001	2002	2004
Abra alba	witte dunschaal	SF/SDF	X	X	-
Acarina spec	mijt	P	-	-	X
Achelia longipes	zeespin	P	-	-	X
Archisotoma pulchella	springstaart		-	-	X
Arenicola marina	zeepier	SSDF	-	X	-
Bathyporeia pilosa	kniksprietkreeftje	SDF	strand 2003		
Bathyporeia sarsi	kniksprietkreeftje	SDF	strand 2003		
Capitella spec	slangpier	SSDF	-	X	X
Cerastoderma edule	kokkel	SF	X	-	X
Cirratulidae spec.	ringwormen	SDF	X	-	X
Cumopsis longipes/goodsiri	zeekomma		strand 2003		
Corophium volutator	slijkgarnaaltje	SDF	X	X	X
Donax vittatus	zaagje	SF	strand 2003		
Eteone longa	groengele wadworm	P	X	X	X
Eurydice affinis	agaatpissebed	P	strand 2003		
Eurydice pulchra	agaatpissebed	P	strand 2003		
Gammarus salinus	vlokreeftje	O	strand 2003		
Glycera spp	ringwormen	P	-	X	X
Haustorius arenarius	zandvlokreeft	SF	strand 2003		
Heteromastus filiformis	draadworm	SSDF	X	X	X
Lumbrineris latreilli	ringworm	C	-	-	X
Manayunkia aestuarina	ringworm	SF	-	-	X
Macoma balthica	nonnetje	SF/SDF	X	X	X
Mysella bidentata	tweetandschelp	SDF	-	-	X
Mytilus edulis	mossel	SF	strand 2003		
Nematoda spec.	rondwormen		X	X	X
Nemertea spec.	snoerwormen	P	X	X	X
Nephtys cirrosa	zandzager	O	-	-	X
Nephtys hombergii	zandzager	O	-	-	X
Nereis diversicolor	veelkleurige zeeduizendpoot	O	X	X	X
Phyllodoce spp.	dieseltreinworm	P	-	-	X
Pilumnus hirtellus	ruig krabbetje	O	strand 2003		
Polydora cornuta	slikkokkerworm	SF	-	X	X
Prionospio steenstrupi	ringworm	SDF	-	-	X
Pygospio elegans	ringworm	SDF	X	X	X
Scolelepis squamata	gemshoornworm	SF	strand 2003		
Scrobicularia plana	platte slijkgaper	SDF	-	X	X
Spio filicornis	ringworm	SDF	-	X	X
Streblospio benedicti	ringworm	SDF	-	X	X
Oligochaeta spp	borstelarme ringwormen/slingerwormen	SSDF	X	X	X
Thracia papyracea	papierschelp	SDF	X	-	-
Tubifex costatus	borstelarme ringworm	SSDF	X	X	X
Tubificoides benedeni	borstelarme ringworm	SSDF	X	X	X

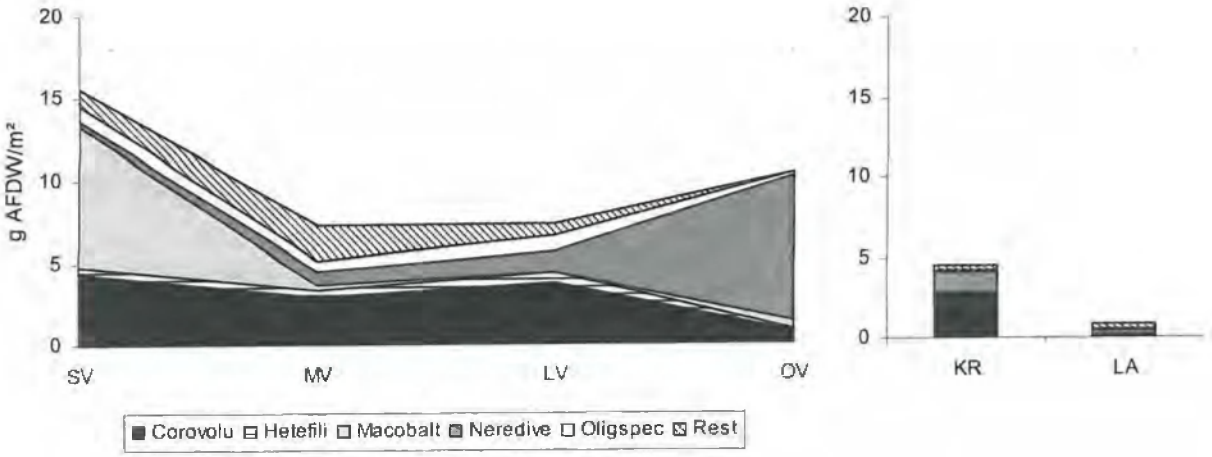
13.3.4.2 Dominantie op soortniveau

Over het algemeen domineerde het slijkgarnaaltje, *Corophium volutator*, de macrobenthosgemeenschappen over het hele slikareaal behalve in de OV zone. In deze laatste zone komt de soort nog steeds zeer abundant voor, maar moet andere soorten zoals *Nereis diversicolor* en Oligochaeta spp. naast zich dulden (fig. 13.12).
Een derde soort, *Streblospio benedicti*, blijkt zich ook enkel in dit gebied te kunnen manifesteren. In de nieuwe kreek (KR) en de lagune (LA) werd grosso modo eenzelfde trend opgemerkt, maar het aandeel van de polychaet *Pygospio elegans* nam grotere proporties aan in vergelijking met het slikgebied.



Figuur 13.12 - Dominantie in densiteit (ind/m²) van de belangrijkste taxa (Corovolu : Corophium volutator, Tubibene: Tubificoides benedeni, Nerediv: Nereis diversicolor, Strebene: Streblospio benedicti, Oligochaeta species, Pygoeleg: Pygospio elegans) langsheen de storingsgradiënt SV, MV, LV en OV) en van de nieuwe kreek en lagune (KR en LA).

De biomassa verdeling over het slikareaal verschilde aanzienlijk in vergelijking met het verloop van de densiteit. Enkel het aandeel van *Corophium volutator* in de totale biomassa bleef over heel het gebied redelijk stabiel (cfr. hun aandeel in de totale densiteit) (fig. 13.13). Duidelijke verschillen werden opgemerkt voor soorten zoals *Macoma balthica* en *Nereis diversicolor*. Terwijl *M. balthica* zijn hoogste biomassa's bereikte in SV, domineerde *N. diversicolor* in OV. Langsheen de longitudinale storingsgradiënt bleek het aandeel van *N. diversicolor* in de totale biomassa in stijgende lijn te verlopen. Een omgekeerde trend werd waargenomen voor *M. balthica*. Opvallend was ook het aandeel van de restfractie in MV (± 30 %). Deze piek was toe te schrijven aan een éénmalige bemonstering van een adulte polychaet *Glycera* spp. De biomassa verdeling rond de nieuwe kreek (KR) was in grote mate vergelijkbaar met de aangrenzende gebieden (MV en LV). Het biomassa aandeel van *C. volutator* bereikte daar alvast zijn hoogste waarde (60 %). De lagune (LA) daarentegen vertoonde een meer divers patroon, maar de biomassa waarden bleven in vergelijking met de rest van het gebied zeer laag.



Figuur 13.13 - Dominantie in biomassa (g AFDW/m²) van de belangrijkste soorten (Corovolu : Corophium volutator, Hetefili: Heteromastus filiformis, Macobalt: Macoma balthica, Nerediv: Nereis diversicolor, Oligspec: Oligochaeta species) langsheen de storingsgradiënt (SV, MV, LV en OV) en van de nieuwe kreek en lagune (KR en LA).

13.4 Bespreking van de ruimtelijke variabiliteit

13.4.1 Habitat

Intertidale slikgebieden vormen de draaischijf van menige natuurlijke processen. In deze transitiegebieden (ecotone) tussen de zee en het land waar de verspreiding van organismen gelimiteerd wordt door wisselende fysische en chemische condities (waterverzadiging, zuurstofconcentratie, gehalte organisch materiaal, saliniteit en korrelgrootteverdeling), gaat in elk sediment een specifieke benthische gemeenschap schuil. De regelmatige aanvoer en depositie van nutriënten (afkomstig zowel van de zee als van op het land), zorgt voor een sterk veranderlijk milieu waarin deze bodemdieren hun levenscyclus doormaken. Naast de fysische stress die deze organismen dagelijks moeten ondervinden, dienen ze tevens als belangrijke voedselbron voor foeragerende vogels, juveniele krabben en vissen en garnalen. Bij opkomend tij vormen deze zacht hellende slibplaten immers ideale toevluchtsoorden voor verschillende juveniele en subadulte vissoorten (vb. Pladijs (Schol; *Pleuronectes platessa*) en Tong (*Solea solea*) en krabben (vb. de Gewone strandkrab *Carcinus maenas*) waar ze enerzijds veilig zijn voor hun predatoren anderzijds voldoende voedsel vinden om te volgroeien. In de levenscycli van deze, met de vloed mee migrerende, dieren doet het slik aldus dienst als een kweekkamer (Reise, 1985).
Anno 2004, na een periode van ruim 2 jaar zonder grootschalige antropogene verstoring werden er binnen het slikgebied van de IJzermonding nog duidelijke verschillen in sedimentologie geobserveerd. Er werd verwacht dat er op diverse plaatsen een natuurlijke verzanding zou plaatsgrijpen, maar die werd echter niet vastgesteld (cfr. temporele variatie van het macrobenthos). Langsheen de storingsgradiënt (SV tot OV) treedt een verfijning op van het sediment en nemen de slibconcentraties toe. Her en der verspreid werden tevens stukken bodem aangetroffen met een meer zanderig substraat en lagere slibfracties, maar hierin werd geen patroon gevonden. Of deze trends het gevolg waren van natuurlijke processen of een artefact van de initiële verstoring kon in het kader van deze studie niet aangetoond worden. Naast de reconstructie van het slik werden in de loop van de driejarige periode tevens graafwerken uitgevoerd in het schorgedeelte. Het lagunegebied dat hierbij werd gecreëerd, staat anno 2004 in verbinding met de IJzer via een nieuw natuurlijk gevormd kreeksysteem (hierboven de

hoofdkreek genoemd). De sedimentologie van het lagunegebied varieerde ook sterk, maar wordt overwegend gedomineerd door fijnzandige sedimenten met laag slibgehalte. Dit gebied dat bij herstel een schorduinovergang dient te worden, ondergaat anno 2004 de meest dynamische natuurprocessen in het hele gebied en vertoont grote extremen, ondermeer qua uitdroging, zandverstuiving en temperatuurschommelingen.

13.4.2 Soortenverspreiding

Algemeen wordt verondersteld dat het fysische regime waaraan de intertidale benthosfauna onderhevig is, erg bepalend (belastend) is. De benthische intertidale soorten dienen alvast een veel hoger tolerantieniveau te halen dan hun soortgenoten die vertoeven in het wat diepere subtidale milieu (Day, 1989). Als algemene regel wordt aangenomen dat intertidale zones slechts de helft soorten bevatten dan de aangrenzende subtidale gebieden (McIntyre and Eleftheriou, 1968; Dörjes et al, 1969). Als gevolg hiervan wordt een afname van het aantal soorten verwacht gaande van het laagwater (MLW) tot aan de hoogwaterlijn (MHW) (Reise, 1985). Volgens de indeling die Reise (1985) maakte, kan de IJzermonding getypeerd worden als een beschut strand/slik dat begrensd wordt door een uitgebreid schorgebied. Dit maakt dat de fysische stress op de lokale infauna, veroorzaakt door stromingen en golfslag eerder klein zal zijn. Het effect van droogtestress manifesteert zich enkel in het grensgebied tussen slik en schor of op die plaatsen die enkel bij springtij worden overspoeld. Aangezien het slik op de meeste plaatsen slibrijk is, zal bij laagwater het sediment op kleine diepte nog ruim verzadigd zijn met water en opgeloste O_2. De meeste soorten die in grotere aggregaties voorkomen leven trouwens in kokers of tunnels waarin ze zich tot een bepaalde diepte kunnen terugtrekken als de omstandigheden minder optimaal worden. Anderen zijn zeer mobiel en kunnen zich zowel op of in het sediment via een gangensysteem relatief snel uit de voeten maken.
De verspreiding van aggregaties van onder andere de kokerbewonende amphipode *Corophium volutator*, de kokerwormen *Pygospio elegans* en *Streblospio benedicti* en verschillende schelpsoorten (vb. *Macoma balthica, Cerastoderma edule, ...*) zijn gerelateerd met zowel fysische (getijdenbereik, sediment) als biologische factoren (predatie en/of competitie) (Flach, 1992a; Flach & De Bruin, 1993). Olafsson & Persson (1986) zagen het patchy distributiepatroon van *C. volutator* als resultaat van competitie met *Nereis diversicolor*. Uit het verspreidingspatroon van beide soorten aan de IJzermonding kan dat inderdaad voor een groot deel bevestigd worden. In de zones waar de densiteiten van *N. diversicolor* laag waren, bleken de vlokreeftjes in zeer hoge dichtheden aanwezig te zijn. Behalve voor *N. diversicolor*, dient *C. volutator* onder andere ook als belangrijke voedselbron voor grondels (*Pomatoschistus minutus*) (Jaquet & Raffaelli, 1989), garnalen (*Crangon, crangon*) en vogels. De mate waarin deze predatie invloed heeft gehad op de verspreiding of de dichtheden van *C. volutator* kon niet worden nagegaan. De stalen werden immers steeds genomen bij afgaand tij, nog voordat er foeragerende vogels aanwezig waren.

13.4.3 Densiteiten

De algemene densiteiten van het macrobenthos van de IJzermonding waren vergelijkbaar met soortgelijke studies in gematigde klimaten en soortgelijke habitats (zie tabel 13.3). Beukema (1976), Reise (1985) & Ysebaert et al. (1993, 2003) stelden reeds dat de infauna van een slik een zonaal verspreidingspatroon vertoont afhankelijk van onder meer het tijbereik en het sedimenttype. Daarnaast werden ook de grootte, de voedingswijze en de mobiliteit van deze organismen bepalend geacht voor hun distributiepatroon. Beukema (1976) constateerde maximale dichtheden rond het midtijniveau, waar het slibgehalte intermediaire waarden aannam. De dichtheden verminderden zowel in de richting van de slibrijkere hogere gedeelten van het slik als naar de wat zanderige lager gelegen strata. Ook de infauna van de IJzermonding bereikte haar maximale densiteiten rond het middengedeelte (op ca. +2,5 m MLLWS) van het slik. Deze densiteitpieken waren voor het grootste deel toe te schrijven aan de aanwezigheid van *Corophium volutator*. Hoewel deze soort een ruime verspreiding vertoont, verkiest

het voornamelijk de bovenste slibberige intertidale zones van het slik (Flach & De Bruin, 1993). Beukema & Flach (1995) observeerden echter een migratie van *C. volutator* naar beneden in het intergetijdengebied in periodes van lager dan gemiddelde waterstanden. Aangezien de staalnames in 2004 gebeurden in een doodtijperiode, raakte het hoogtij niet tot op MHW-niveau (4,45m TAW), ter hoogte waarvan ongeveer de hoogintertidale monsters werden genomen. Dit zou mede aan de basis kunnen liggen van de zeer hoge densiteiten van *C. volutator* op de middengedeelten van het slik. Een ander aspect is dat *C. volutator* zeer lokaal grote dense patchen kan vormen. De middenintertidale secties van het slik van de IJzermonding blijken opgebouwd te zijn uit redelijk stabiele slibplateaus, die waarschijnlijk het gevolg zijn van de relatief lage stroomsnelheden en het ontbreken van een echt golfslag bij opkomend tij. Ze vormen een ideale habitat voor *C. volutator*. In deze slibrijke sedimenten staan ze in voor een actieve irrigatie en een diepere oxygenatie van het sediment (Reise, 1985). Dit laatste zorgt voor een intense nitrificatie, waarbij voedingstoffen zoals stikstof, nitraat en ammonium vrijkomen. Dit extra aanbod van voedingsstoffen trekt ook andere benthische organismen aan, met als gevolg soms zeer hoge dichtheden. Positieve correlaties werden eveneens gevonden tussen *C. volutator* enerzijds en *Tubificoides benedeni, Pygospio elegans, Heteromastus filiformis, Macoma balthica, Nereis diversicolor* en *Eteone longa* anderzijds.
Experimenten met *Macoma balthica* hebben ook uitgewezen dat zich binnen schelpaggregaties een vorm van 'gardening' afspeelt (Reise, 1983). *Macoma balthica* stimuleert namelijk de groei van microalgen en bacteriën, die op hun beurt dan als voedsel kunnen dienen voor kleine zoöbenthossoorten. De densiteiten van *M. balthica* bleken op het slik anno 2004 inderdaad positief gecorreleerd te zijn met volgende soorten: *E. longa, H. filiformis, N. diversicolor* en *T. benedeni*.
M. balthica schijnt volgens Reise (1983) wel een negatief effect te hebben op de verspreiding van de kokerworm *Pygospio elegans*. Analoge experimenten met andere gelijkaardige kokerwormen (zelfde familie en voedingsmechanismen vb. *Spio filicornis*) bleken geen negatief effect te hebben op de dichtheden. In deze studie werden deze effecten, bij gebrek aan significante correlaties bevestigd noch tegengesproken.

13.4.4 Soortenrijkdom en biomassa

De maximale soortenrijkdom bleef beduidend lager in vergelijking met andere estuaria (zie tabel 13.3). Vijf mogelijke verklaringen kunnen hiervoor gevonden worden:

1. Er werd slechts 1 replica genomen op elk bemonsterd station in 2004. De kans dat hierdoor veel zeldzame soorten worden gemist, is vrij groot;
2. De soortenrijkdom is sterk seizoensafhankelijk (Beukema, 1979). Verschillende soorten vertonen immers seizoenspatronen die veelal resulteerden in een drastische afname in densiteit gedurende het najaar en de winter (Van Coolen, 2004); alle staalnames werden steeds genomen in het late najaar;
3. Er hebben mogelijke seizoensmigraties plaatsvonden van het intertidale naar het subtidale milieu (Reise, 1985). Omdat er geen subtidale stalen werden genomen kon dit echter niet bevestigd worden;
4. Door de afgeschermde ligging van het slik zouden zich moeilijker nieuwe soorten kunnen vestigen;
5. Er heeft zich na drie jaar nog geen echte volwaardige climaxgemeenschap kunnen opbouwen (Beukema et al., 1999).

Een combinatie van al deze factoren zou de relatief lage soortenrijkdom kunnen verklaren. Het argument dat er zich in de IJzermonding nog geen echte volwaardige gemeenschap zou hebben gevestigd, werd afgeleid uit de gemeenschapstructuur die werden geïdentificeerd in analoge studies (zie tabel 13.3). In vergelijking met de andere gebieden werden er aan de IJzermonding amper adulte schelpdieren (Mollusca) aangetroffen. De enige soort die wel met regelmaat en in aanzienlijke densiteiten werd teruggevonden, was *Macoma balthica* (nonnetje). Andere soorten zoals *Cerastoderma edule, Scrobicularia plana, Mya arenaria* en *Hydrobia ulvae* (gastropode), die regelmatig en soms in hoge dichtheden worden aangetroffen in dergelijke habitats (Van Coolen, 2004; Ysebaert, 1993; Reise, 1985; Beukema, 1979), werden nauwelijks of niet gevonden. Opvallend was de

totale afwezigheid van *Hydrobia ulvae*, een kleine slakkensoort die normaal zeer algemeen en zelfs in zeer hoge dichtheden wordt teruggevonden in de Europese estuaria. In het Zwin is dit de belangrijkste molluskensoort (Van Coolen, 2004). De geringe biomassa is dan ook duidelijk gerelateerd met de afwezigheid van Mollusca in het studiegebied. In periodes van koude (cfr. onze staalnames) is bekend dat verschillende mollusken zich dieper gaan ingraven (> 15 cm) met als resultaat dat ze niet meer bemonsterd zouden worden. Bij extreme koude verdwijnen ze soms volledig (migratie, mortaliteit). Op diverse plaatsen werden echter diepere staalnames (> 15 cm) verricht, maar zonder resultaat. Drie jaar na de initiële verstoringen, werden anno 2004 maximale biomassa's geconstateerd in de meest verstoorde zone (SV). Een combinatie van hoge densiteiten van *M. balthica* en zeer hoge *C. volutator* dichtheden maakten het verschil. In de minder verstoorde gebieden nam de polychaet *Nereis diversicolor* de plaats van *M. balthica* in als grootste biomassaleverancier. Het feit dat er in het meest verstoorde gebied zowel grote als kleine exemplaren van *M. balthica* werden aangetroffen kan wijzen op een zeker herstel van dit gebied.

Tabel 13.3 - Overzicht van de densiteiten (ind/m²), soortenrijkdom (spp/staal), biomassa (g AFDW/m²) en belangrijkste soorten van analoge studies.

	Densiteiten	N_0	Biomassa	Soorten
	ind/m²	spp/staal	g AFDW/m²	
Onze studie, 2004 (IJzermonding)	0-113.100 gemiddeld 30.000	0-13 gemiddeld 5	15	Corovolu, Oligspec, Neredivers, Macobalt
Van Coolen, 2004 (Zwin)	gemiddeld 16.000	39 gemiddeld 6		Oligospec, Pygoeleg, Neredivers, Strebene, Hydrulva
Ysebaert et al., 2003 (Westerschelde)	0-225.568 gemiddeld 20.000	0-25 gemiddeld 10	28	Hetefili, Macobalt, Pygoeleg , Neredivers, Hydrulva, Corovolu; Oligospec
Ysebaert et al., 1993 (Westerschelde)	0-216.000 gemiddeld 21.000		21	
Reise, 1985 (Königshafen)	ca. 24.000	42 gemiddeld 23		Hydrulva, Pygoeleg en Corovolu
Beukema, 1979 (Waddenzee Balgzand)		27	14,4	Myaaren, Arenmari, Macobalt, Neredivers
Dörjes et al., 1969, (Jadebusen, Noordzee)	4500-200.000	0-55		

13.4.5 Gemeenschappen

13.4.5.1 Strand

In vergelijking met de andere stranden van de Belgische kust heeft het strandgedeelte van het IJzermonding reservaat een lage soortenrijkdom en een vrij middelmatige abundantie aan macrobenthische organismen (Speybroeck et al., in voorbereiding). In tegenstelling tot de abundanties vertoont de soortenrijkdom - t.o.v. de andere stranden en hetgeen gekend is uit literatuur (Degraer et al., 2003) - een vreemd verloop langsheen de hoogtegradiënt. Vooral in het lagere gedeelte van de intertidale zone is de soortenrijkdom opvallend en merkwaardig laag. Dit zou eventueel verband kunnen houden met een vrij hoge mate van verstoring ten gevolge van de naburige monding van de IJzer en de hieraan uitgevoerde onderhoudswerkzaamheden (o.m. baggeren van de vaargeul).

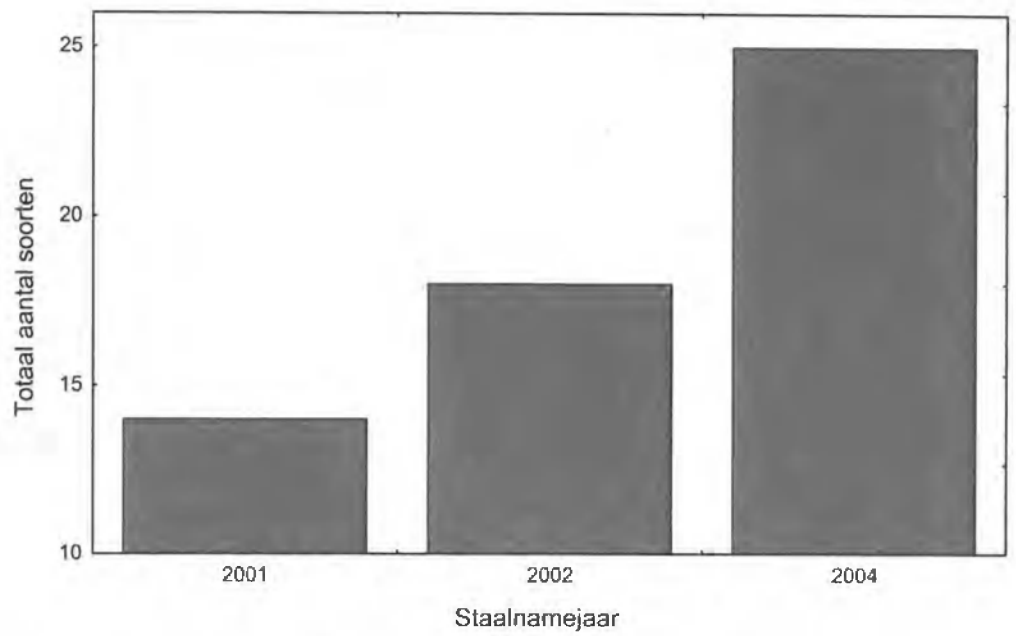
13.4.5.2 Slik en lagune

Bij de analyse van de gemeenschapsstructuur aan de hand van de multivariate analyses bleek er een merkbaar verschil te zijn tussen de verschillende deelgebieden (onverstoorde tot sterk verstoorde deelgebied). Dit zou kunnen geïnterpreteerd worden als een aanwijzing van onvolledig herstel van het macrobenthos in de verstoorde deelgebieden. Ook het patroon van stijgende diversiteit van het sterk verstoorde naar de onverstoorde deelgebied bevestigt deze hypothese.
Daarnaast konden er drie voorlopige soortengemeenschappen afgebakend worden op basis van hun habitattype. Ze zouden gecatalogeerd kunnen worden als respectievelijk (1) *Nereis diversicolor/Macoma balthica* gemeenschap, (2) *Nereis diversicolor/Streblospio* spp. gemeenschap en (3) *Nereis diversicolor*/Oligochaeta spp. gemeenschap (Rayment, 2001). Naast de vele gelijkenissen in habitattype en fauna, worden er toch ook nog duidelijke verschillen in soortenrijkdom opgemerkt. Vooral de afwezigheid van bepaalde Mollusca soorten (*Hydrobia ulvae*, *Cerastoderma edule* en *Scrobicularia plana*) was daarbij opvallend.

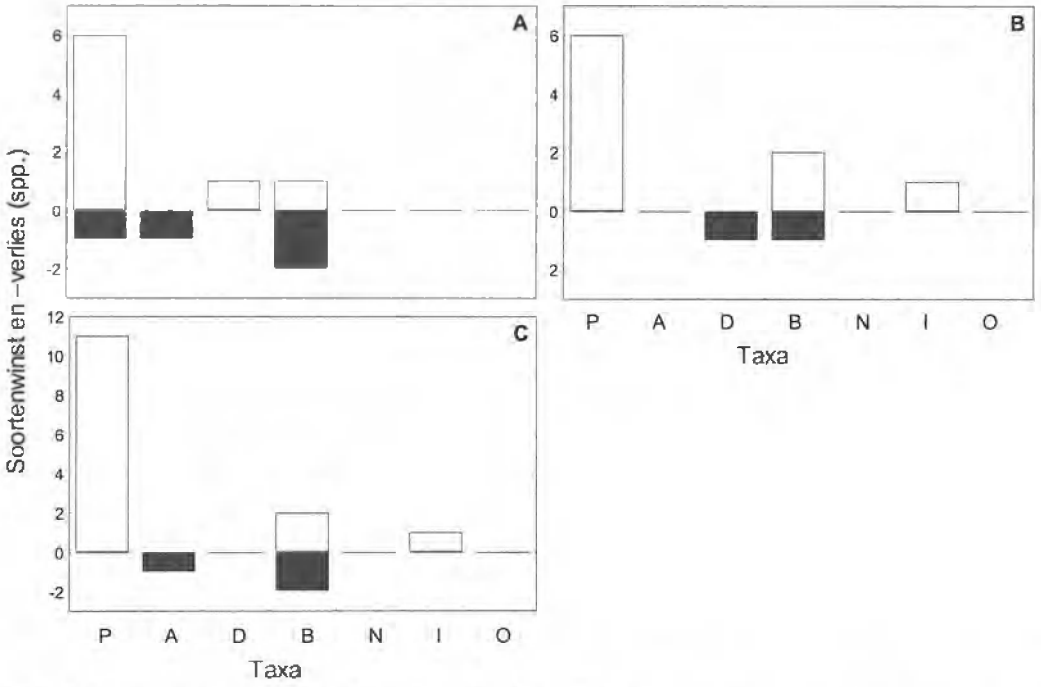
13.5 Resultaten: variabiliteit in de tijd

13.5.1 Univariate analyse

Doorheen de monitoringperiode steeg het totale aantal macrobenthische soorten van 14 spp. in oktober 2001 tot 25 spp. in januari 2004 (fig. 13.14).
De toename in diversiteit is voornamelijk te wijten aan het verschijnen van niet minder dan 11 nieuwe soorten polychaeten, twee soorten bivalven en één soort insect tussen 2001 en 2004. De meeste nieuwe soorten werden in januari 2004 slechts in lage aantallen (max. 5 ind/staal) en frequentie (max. 6% van de stalen) gevonden. Eén nieuwe soort, de polychaet *Streblospio benedicti*, werd in januari 2004 echter in hoge densiteiten (tot 6200 ind/m²) en hoge frequentie (39% van de stalen) aangetroffen. Deze polychaet was reeds in september 2002 aanwezig, met densiteiten tot max. 11.500 ind/m² en een verspreidingsfrequentie van 21%.
Alhoewel voornamelijk nieuwe soorten verschenen, verdwenen ook een aantal soorten (fig. 13.15): één amphipode (*Bathyporeia pilosa*) en twee bivalven (*Abra alba* en *Thracia papyracea*) werden in 2001 opgemerkt – zij het in zeer lage aantallen (max. 1 ind/staal) en frequentie (max. 7% van de stalen) – en werden niet meer waargenomen tijdens de monitoringperiode.



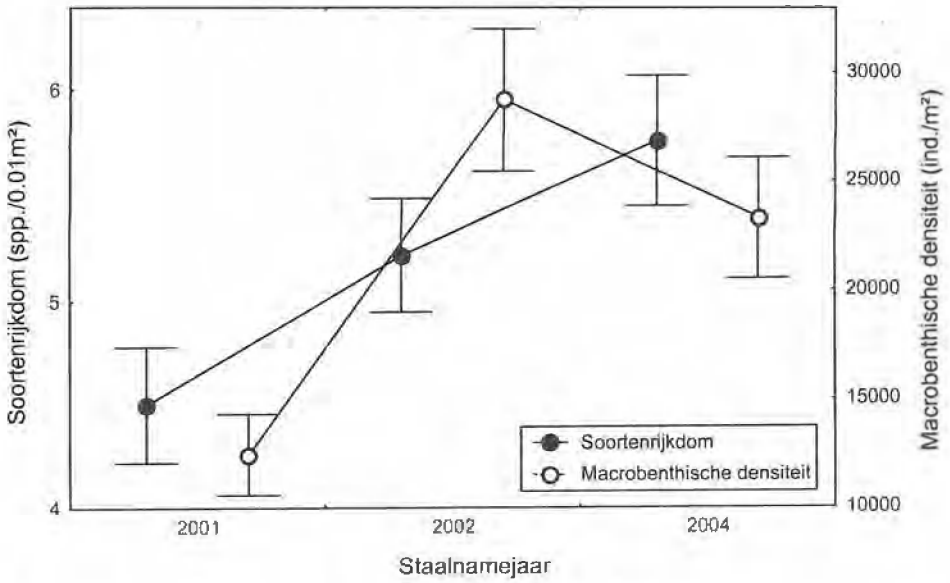
Figuur 13.14 - Totaal aantal macrobenthische soorten in het studiegebied doorheen de monitoringperiode.



Figuur 13.15 - Soortenwinst en -verlies doorheen de monitoringperiode.
(A) september 2002 t.o.v. oktober 2001; (B) januari 2003 t.o.v. oktober 2002; (C) januari 2003 t.o.v. oktober 2001.
P, Polychaeta; A, Amphipoda; D, Decapoda; B, Bivalvia; N, Nemertini; I, Insecta; O, Oligochaeta.

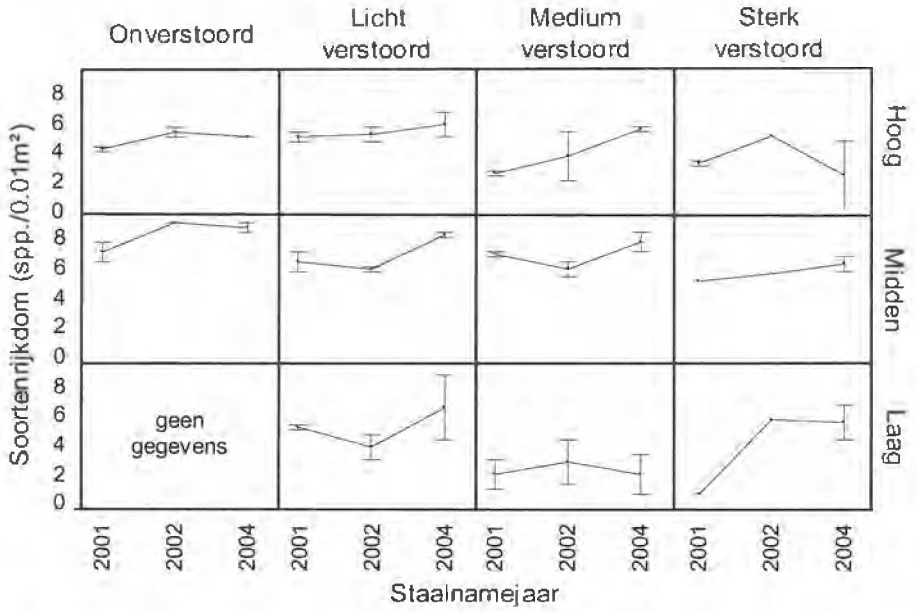
Enkele maanden na heraanleg van de slikken langsheen de rechteroever van de IJzer (oktober 2001) werden gemiddeld ongeveer 4,5 spp/0,01m² aangetroffen (fig. 13.16). Deze soortenrijkdom steeg doorheen de monitoringperiode tot in januari 2004 (i.e. nagenoeg 3 jaar na heraanleg) toen gemiddeld meer dan 5,5 spp/0,01m² werd gevonden.
De macrobenthosdensiteit vertoonde geen éénduidige relatie doorheen de monitoringperiode: de hoogste densiteit (gemiddeld ongeveer 30.000 ind/m² werd gevonden in september 2003. Alhoewel in

de winterperiode lagere densiteiten worden verwacht dan in de herfstperiode, werd in januari 2004 een hogere densiteit gevonden dan in oktober 2001.



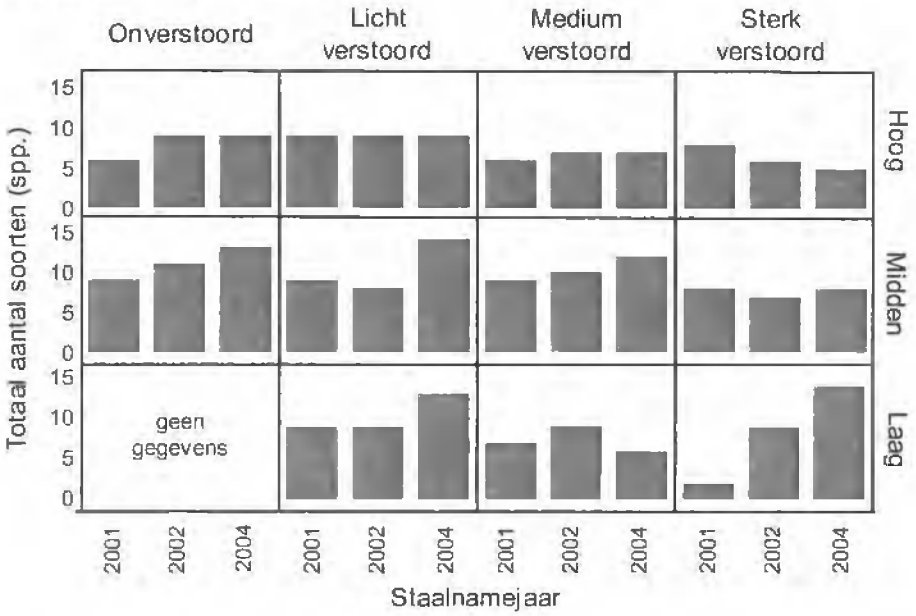
Figuur 13.16 – Temporele variabiliteit in soortenrijkdom en macrobenthosdensiteit; gemiddelden voor alle stalen per bemonsteringsperiode. De vlaggen stellen de standaardfout voor.

De soortenrijkdom was doorheen de volledige monitoringperiode het hoogst in de middenintertidale zone (ongeveer 5 tot 9 spp/0,01m²) (fig. 13.17). Deze zone werd gekenmerkt door een lichte daling van de soortenrijkdom van het onverstoorde naar het sterk verstoorde deelgebied toe. Eenzelfde trend was ook waarneembaar in de hoog intertidale zone. Een éénduidige temporele variabiliteit kon niet worden waargenomen: in de meeste gevallen (9/11) was de soortenrijkdom in januari 2004 hoger dan in oktober 2001, maar ook een lagere soortenrijkdom werd gevonden (1/11).

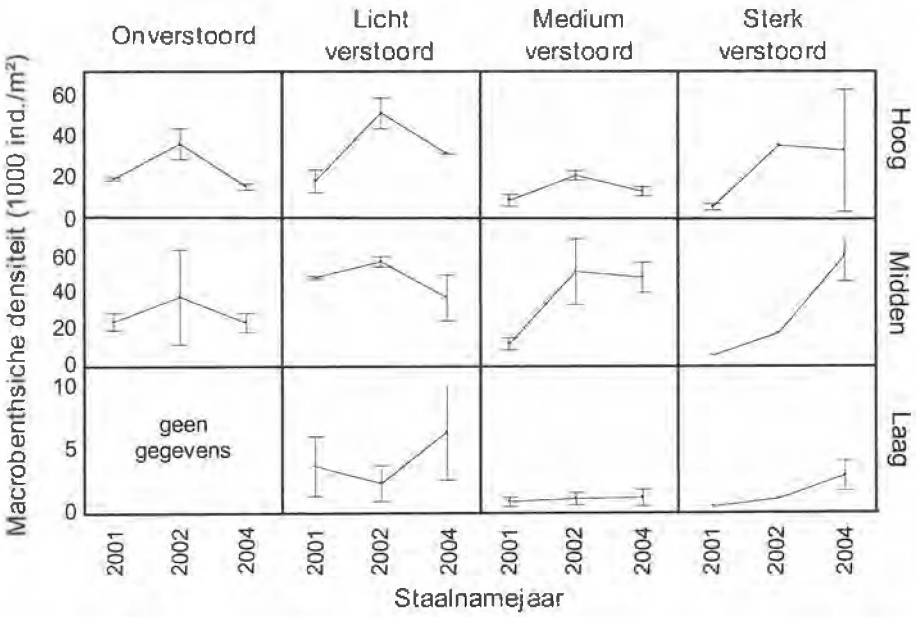


Figuur 13.17 – Variabiliteit van de soortenrijkdom (spp/0,01m²) in de tijd, langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout.

Het totaal aantal soorten per intertidale zone langsheen de storingsgradiënt varieerde doorheen de monitoringperiode van 3 tot 14 spp. Gemiddeld werd een lager aantal soorten in de sterk en medium verstoorde deelgebieden in vergelijking met de overige deelgebieden gevonden. Een duidelijke tendens in totale soortenrijkdom doorheen monitoringperiode werd niet gevonden: in de meeste gevallen (7/11) was het totale aantal soorten in januari 2004 hoger dan in oktober 2001, maar ook een lagere soortenrijkdom werd gevonden (2/11).



Figuur 13.18 - Variabiliteit van het totaal aantal soorten (spp.) in de tijd langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout.

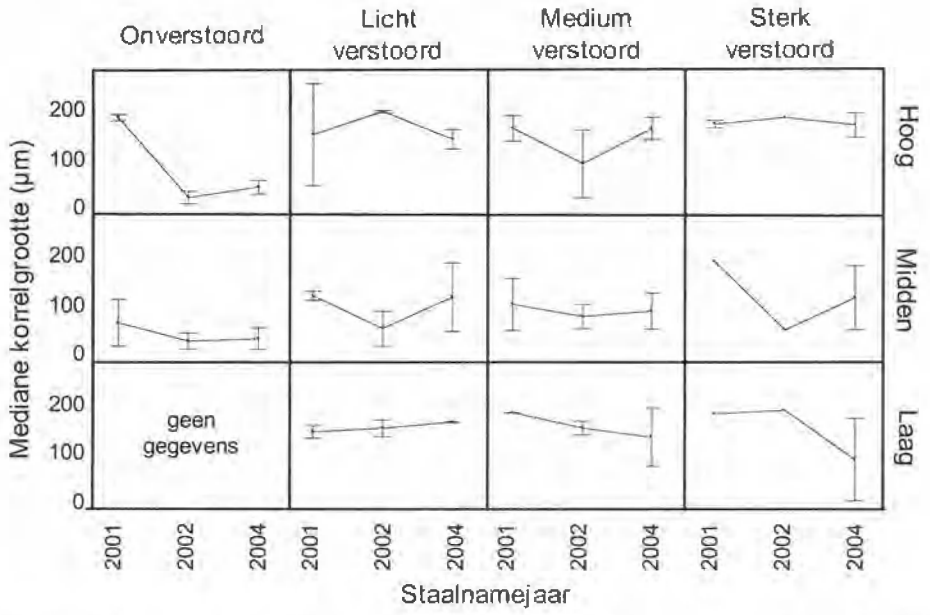


Figuur 13.19 - Variabiliteit van de macrobenthosdensiteit (ind/m²) in de tijd langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout.

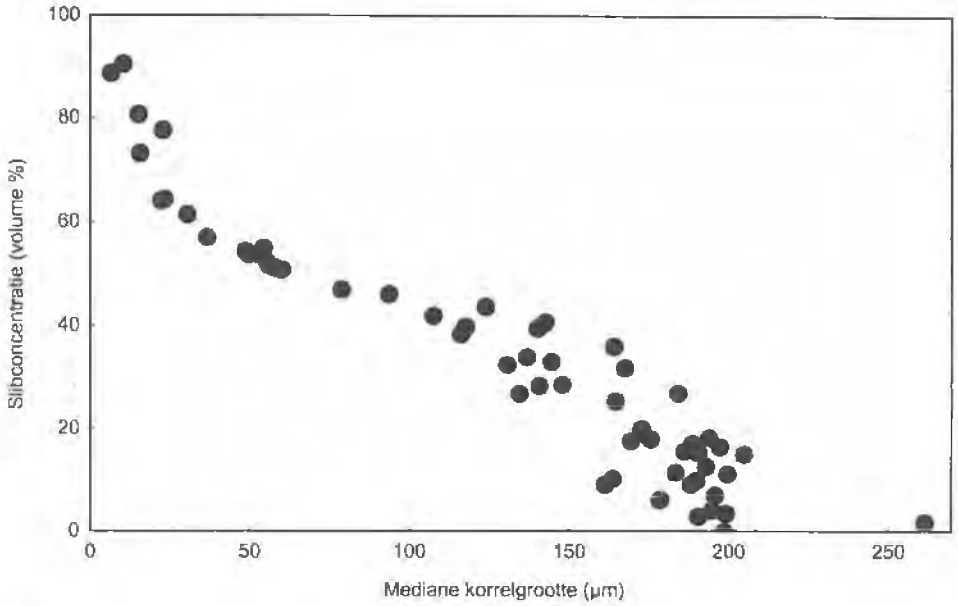
Bij aanvang van de monitoringperiode werd een negatieve correlatie tussen de macrobenthosdichtheid en de storingsgraad waargenomen: de hoogste dichtheden kwamen steevast in de onverstoorde of licht verstoorde zones voor (fig. 13.19). Dit patroon verdwijnt in de loop van de monitoringperiode.

Eenduidige temporele variabiliteit kon echter niet worden vastgesteld: toch bleek algemeen in de onverstoorde tot medium verstoorde zones (6/8) de hoogste densiteit te worden gevonden in oktober 2002. In het sterk verstoorde gebied werd een algemene stijging van de macrobenthosdensiteit doorheen de monitoringperiode waargenomen.
Ondanks de sterke temporele variabiliteit, was de macrobenthosdensiteit duidelijk hoger in de hoog en midden intertidale zone in vergelijking tot de laag intertidale zone.

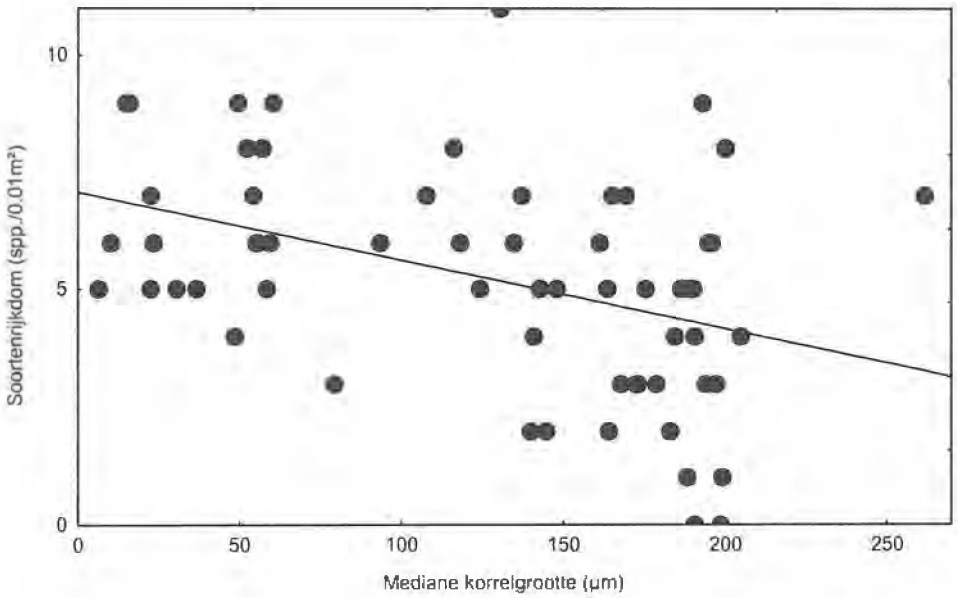
Ook de mediane korrelgrootte vertoonde een sterke variatie doorheen de monitoringperiode (min. 10 µm, max. 265 µm) (fig. 13.20): dalende (5/11), zowel als min of meer stabiele (6/11) mediane korrelgroottes werden aangetroffen, terwijl een stijging van de mediane korrelgrootte in geen enkel station werd waargenomen. De fijnste sedimenten werden ter hoogte van het onverstoorde gebied gevonden. Een relatie tussen de mediane korrelgrootte en de storingsgradiënt was afwezig.
De slibconcentratie in de sedimenten was sterk negatief gecorreleerd met de mediane korrelgrootte (Spearman R: -0,95; p<0,0001) (fig. 13.21), waardoor dezelfde – zij het tegengestelde – temporele trends in functie van de slibconcentratie werden waargenomen. De relatie tussen de sedimentologie en het macrobenthos wordt daarom verder besproken aan de hand van de mediane korrelgrootte.



Figuur 13.20 - Temporele variabiliteit van de mediane korrelgrootte (µm) langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout.

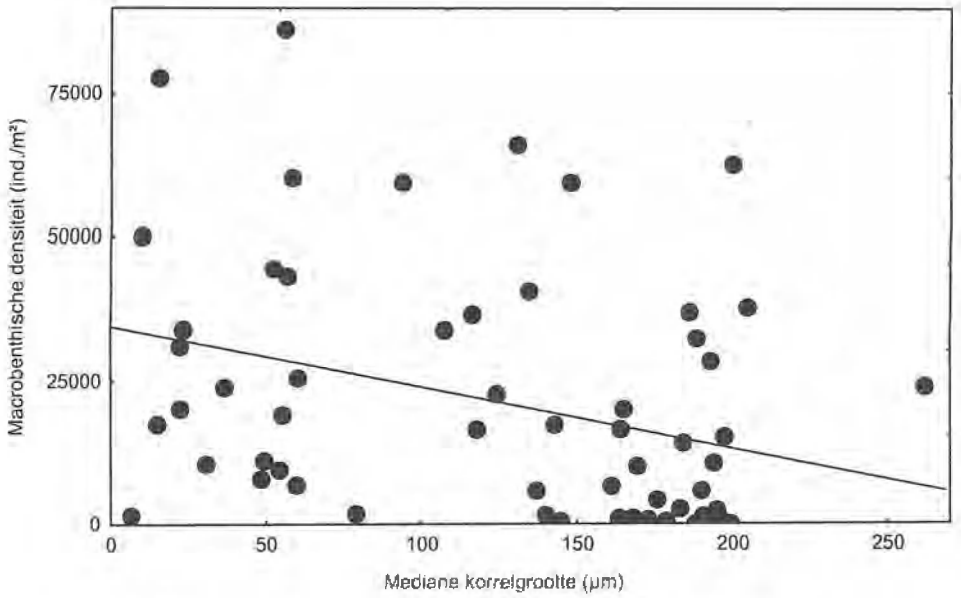


Figuur 13.21 - De slibconcentratie (volume %) in functie van de mediane korrelgrootte (µm) van alle sedimentstalen.



Figuur 13.22 - De soortenrijkdom (spp/0,01m²) in functie van de mediane korrelgrootte (µm).

Een significant, doch weinig verklarende negatieve correlatie (Spearman r: -0,41; p<0,0001) werd gevonden tussen de mediane korrelgrootte en de macrobenthische soortenrijkdom (fig. 13.22): hoe grover het sediment hoe lager de soortenrijkdom. Een gelijkaardige correlatie werd ook gevonden voor de macrobenthosdensiteit (Spearman r: -0,36; p<0,0001)



Figuur 13.23 - De macrobenthosdensiteit (ind/m²) in functie van de mediane korrelgrootte (µm).

Slechts negen soorten werden met een totaal van minimum 100 individuen over de volledige dataset of met een frequentie van minimum 10 % aangetroffen (tabel 13.4). Hiervan behoorden vijf soorten tot de Polychaeta. De amphipode *Corophium volutator* werd met het hoogste aantal individuen en frequentie waargenomen.

Tabel 13.4 - Het totaal aantal aangetroffen individuen (ind.) en de frequentie van voorkomen (%) van de meest dominante en wijd verbreide soorten aan de IJzermonding.

Soort	Taxon	Totaal aantal individuen	Frequentie van voorkomen
Corophium volutator	Amphipoda	24873	90
Tubificoides benedeni	Oligochaeta	7658	68
Nereis diversicolor	Polychaeta	1517	63
Oligochaeta spp.	Oligochaeta	3013	57
Heteromastus filiformis	Polychaeta	297	51
Pygospio elegans	Polychaeta	569	45
Macoma balthica	Bivalvia	204	45
Eteone longa	Polychaeta	117	36
Streblospio benedicti	Polychaeta	592	21

De hoogste dichtheden van *Corophium volutator* (tot > 40.000 ind/m²) werden doorheen de tijd gevonden in de midden- en hoogintertidale zone. In deze zones, behalve in het sterk verstoorde deelgebied, werd de hoogste dichtheid in september 2002 waargenomen, om daarna (januari 2004) sterk te dalen. In het sterk verstoorde deelgebied bleef de densiteit nagenoeg constant of steeg tussen september 2002 en januari 2004.

In de hoog intertidale zone wordt doorheen de tijd *Tubificoides benedeni* uitsluitend in de medium en sterk verstoorde deelgebieden in hoge densiteiten aangetroffen (tot > 15.000 ind/m²). De soort is echter het meest algemeen in de middenintertidale zone (vnl. onverstoorde en licht verstoorde zone),

waar dichtheden tot 20.000 ind/m² worden gevonden. Dit in tegenstelling tot de medium en zwaar verstoorde deelgebieden waar maximaal tot slechts 5.000 ind/m² worden aangetroffen.

In de laag intertidale zone komt *T. benedeni* slechts in lage aantallen (max. < 3.000 ind/m²) voor. Algemeen stijgt de densiteit van *T. benedeni* matig tot sterk doorheen de monitoringperiode (7/11 gevallen), zonder echter storingsgradiënt gerelateerde trend.

Nereis diversicolor wordt doorheen de tijd nagenoeg uitsluitend in de midden en hoogintertidale zones waargenomen (max. > 5.000 ind/m²). Hier zijn de densiteiten opvallend hoger in het onverstoorde deelgebied (> 1..000 tot > 5.000 ind/m²) in vergelijking met de overige deelgebieden (0 tot < 2.000 ind/m²). Er is een algemeen patroon van dalende dichtheid van het onverstoorde naar het sterk verstoorde deelgebied toe waarneembaar. In de onverstoorde en licht verstoorde deelgebieden varieert de dichtheid van *N. diversicolor* zonder enig vast patroon, terwijl in het medium en sterk verstoorde deelgebied de dichtheden lichtjes, maar duidelijk, toenemen doorheen de monitoringperiode.

Een zelfde patroon als bij *N. diversicolor* wordt waargenomen bij de Oligochaeta spp.: (1) algemeen voorkomend in de midden- en hoogintertidale zones en (2) een algemeen dalende densiteit van het onverstoorde naar het sterk verstoorde gebied toe. Daar waar de dichtheden in het onverstoorde en licht verstoorde gebied algemeen afnemen doorheen de monitoringperiode, stijgen de dichtheden aan Oligochaeta spp. in het medium verstoorde gebied. In het sterk verstoorde gebied blijven Oligochaeta spp. nagenoeg afwezig.

Heteromastus filiformis wordt voornamelijk in de middenintertidale zone gevonden (100 – 900 ind/m²), maar wordt ook in de laag- en hoogintertidale zones aangetroffen. Hierbij kan geen éénduidig patroon langsheen de storingsgradiënt worden aangetoond: de verspreiding van *H. filiformis* is blijkbaar afhankelijk van de de intertidale gradiënt eerder dan van de storingsgradiënt. De densiteiten van *H. filiformis* schommelen sterk doorheen de tijd, zonder echter een eenduidig patroon langsheen de storings- noch de intertidale gradiënt te vertonen.

Pygospio elegans wordt in hoge aantallen (tot 3.000 ind/m²) gevonden in de hoog- en middenintertidale zone. In de laag intertidale zone reiken de densiteiten niet hoger dan 500 ind/m². In de hoogintertidale zone zijn de densiteiten iets hoger in de medium en sterk verstoorde deelgebieden in vergelijking tot de onverstoorde en licht verstoorde deelgebieden. Deze trend is echter niet waarneembaar in de middenintertidale zone. De densiteiten variëren sterk doorheen de tijd, zonder hierbij echter een algemeen waarneembare trend te volgen.

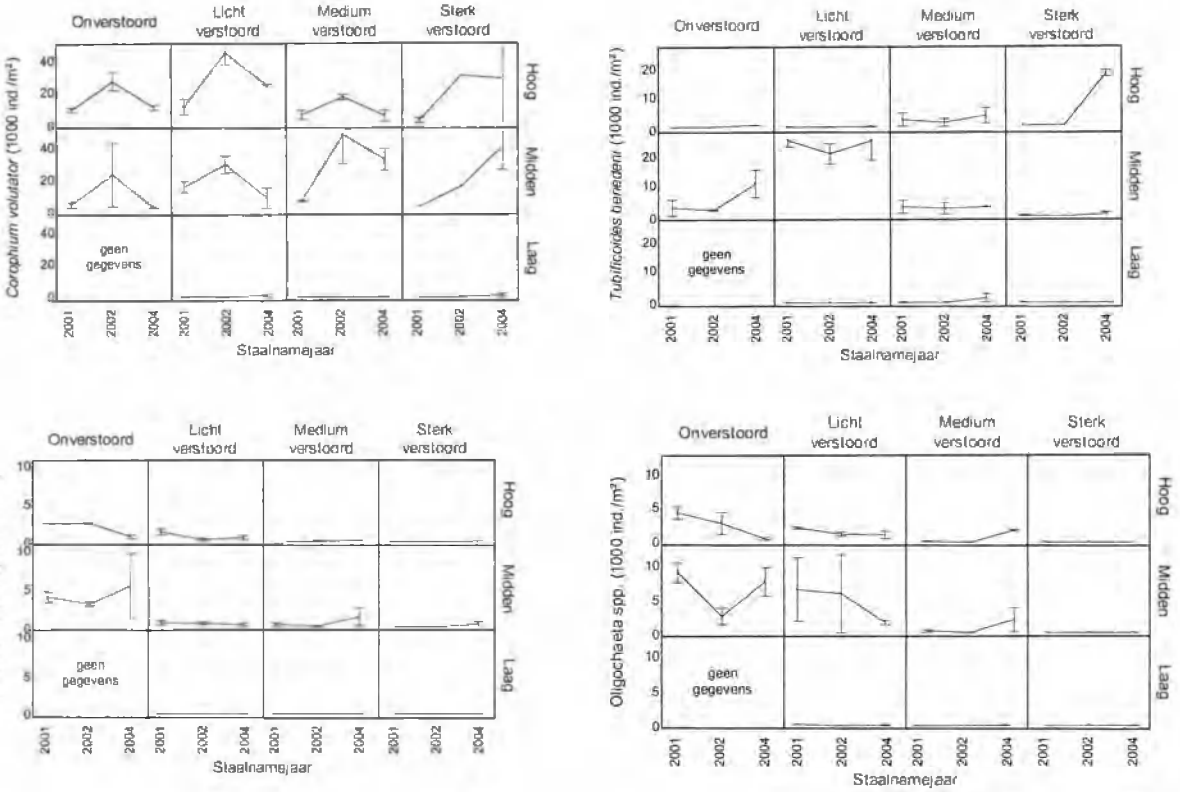
Macoma balthica is meest abundant in de middenintertidale zone (tot 500 ind/m²), terwijl de soort ook vrij algemeen in de laag- en hoogintertidale zone wordt gevonden (tot 200 ind/m²). De gemiddelde densiteiten vertonen in geen enkele van de intertidale zones een éénduidig patroon langsheen de storingsgradiënt.
Opvallend is evenwel de matige tot sterke toename van de *M. balthica* in de medium en sterk verstoorde deelgebieden: vooral in de middenintertidale zone stijgt de densiteit sterk. In de on- en licht verstoorde deelgebieden varieert de densiteit doorheen de tijd zonder éénduidig patroon.

De midden- en hoogintertidale zone vormen ook het meest optimale habitat voor *Eteone longa* (tot > 300 ind/m²), terwijl de soort in de laagintertidale zone maximaal slechts 100 ind/m² bereikt.
De densiteiten (vnl. september 2002) zijn het hoogst in het licht verstoorde deelgebied, terwijl de overige deelgebieden een gelijkaardige densiteit aan *E. longa* vertonen. In de midden- en hoogintertidale zone worden de maximale dichtheden algemeen bereikt in september 2002 (7 van de 8 gevallen).

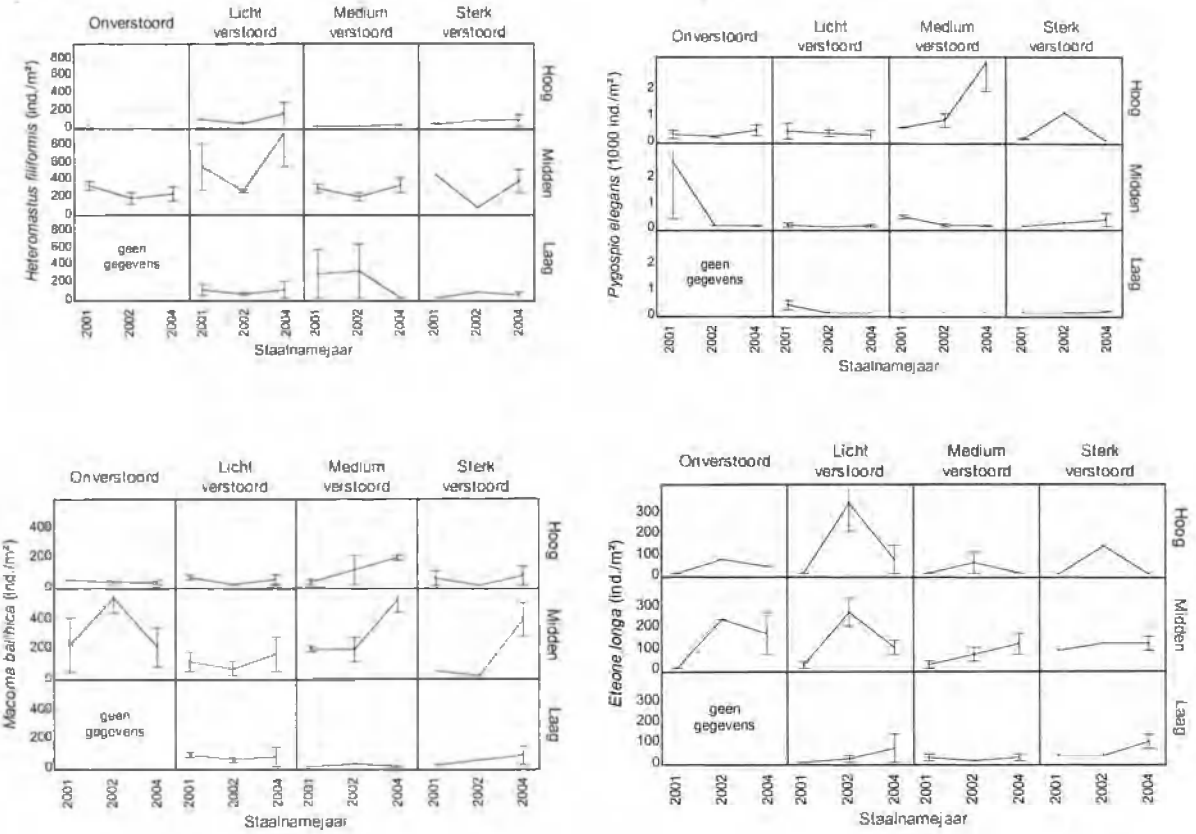
Streblospio benedicti wordt in januari 2004 in alle zones, behalve in de hoogintertidale zone in het medium en sterk verstoorde deelgebied, aangetroffen in lage tot zeer hoge densititeiten (tot 4.000 ind/m²). Deze maximum densiteit wordt in de middenintertidale zonde van het onverstoorde deelgebied gevonden. De hoge dichtheden in januari 2004 staan in schril contrast met de afwezigheid

van *S. benedicti* in oktober 2001. In de onverstoorde en licht verstoorde deelgebieden bereikt de soort hogere densiteiten en vertoont ze ook een ruimere verspreiding (i.e. langsheen de volledige intertidale gradiënt) in vergelijking tot de medium en sterk verstoorde deelgebieden (i.e. lage dichtheden en beperkte verspreiding).

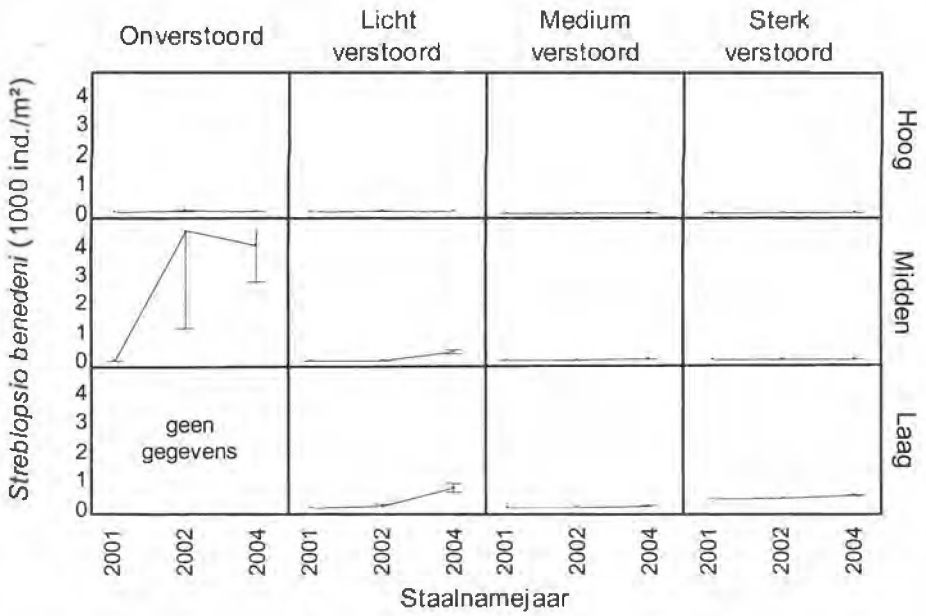
Figuur 13.24 - Temporele variabiliteit van de densiteit (ind/m²) van Corophium volutator, Tubificoides benedeni, Nereis diversicolor en Oligochaeta spp. langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout.



Figuur 13.25 - Temporele variabiliteit van de densiteit (ind/m²) van Heteromastus filiformis, Pygospio elegans, Macoma balthica *en* Eteone longa *langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± standaardfout.*

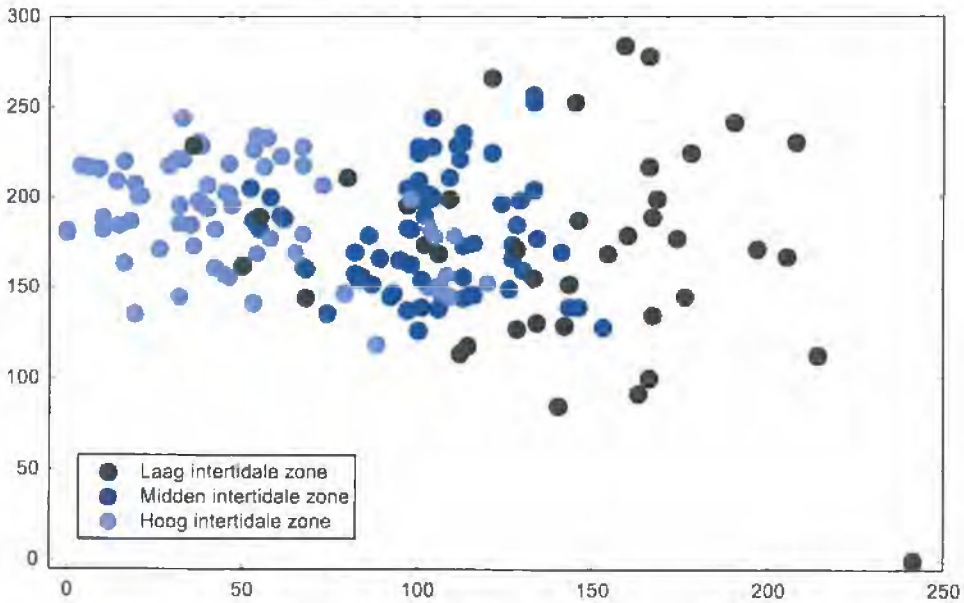


Figuur 13.26 - Temporele variabiliteit van de densiteit (ind/m²) van Streblospio benedicti *langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± standaardfout.*



13.5.2 Multivariate analyse

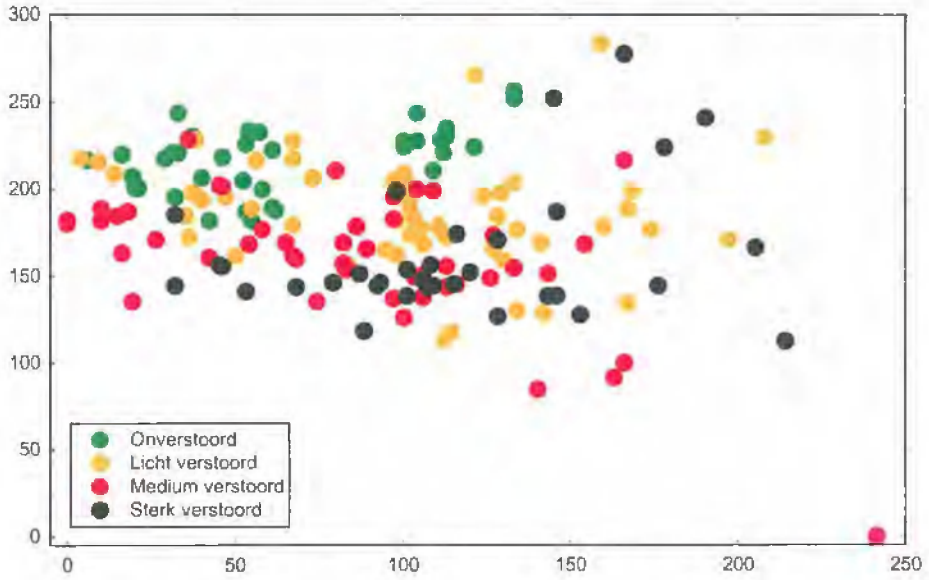
De eerste DCA as blijkt sterk gecorreleerd te zijn met de intertidale gradiënt (hoog-, midden- en laagintertidale zone (Kruskal-Wallis: p<0,0001) (fig. 13.27).



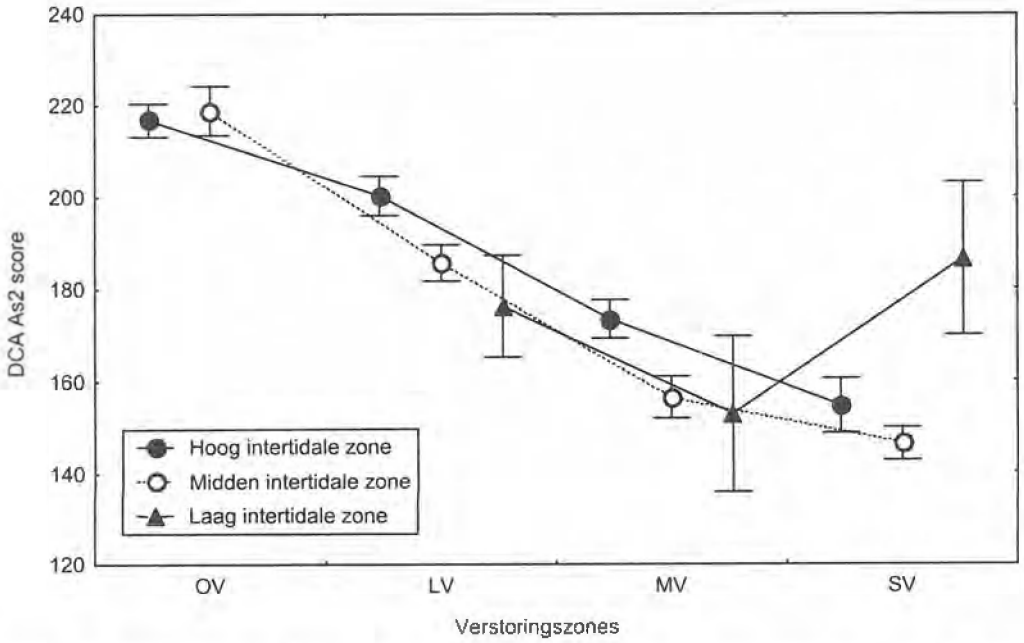
Figuur 13.27 - Detrended Correspondence Analysis plot: as2 (Eigenwaarde: 0,13) versus as1 (Eigenwaarde: 0,21), met aanduiding van de drie hoogtezones.

De tweede DCA as is voornamelijk gecorreleerd met de storingsgradiënt (Kruskal-Wallis: p<0,0001) (fig. 13.28). Opvallend is echter dat deze trend enkel wordt waargenomen in de hoog- en middenintertidale zone en niet in de laagintertidale zone (Kruskal-Wallis: p=0,566): de

macrobenthische gemeenschapsstructuur varieert significant langsheen de storingsgradiënt, maar enkel in de hoog- en middenintertidale zone (fig. 13.28). In de laagintertidale zone wijzen de hoge standaardfouten op de sterk variabele positie van de stalen langsheen de tweede DCA as.
Wanneer de temporele variabiliteit binnen elk van de storingsdeelgebieden binnen de DCA plot wordt nagegaan (i.e. 2001, 2002 & 2004 apart onderzocht), blijkt geen algemene trend te kunnen worden afgeleid: ongeacht het bemonsteringsjaar blijft elk van deelgebieden op eenzelfde positie langsheen de tweede DCA as.



Figuur 13.28 - Detrended Correspondence Analysis plot: as2 (Eigenwaarde: 0,13) versus as1 (Eigenwaarde: 0,21), met aanduiding van de vier verstoringszones.



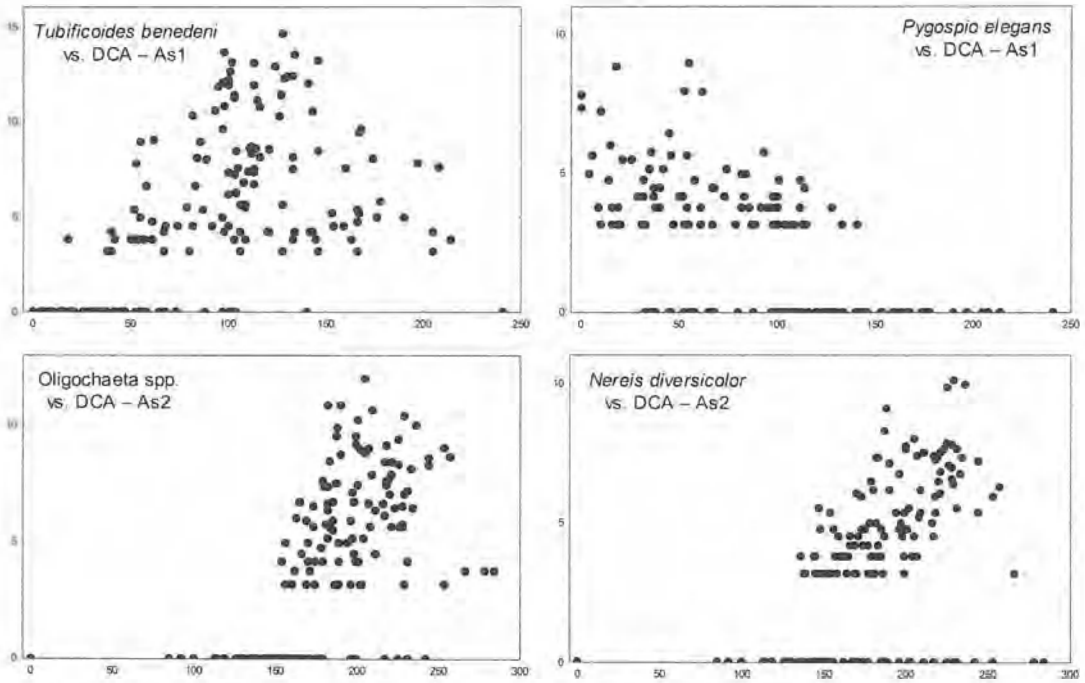
Figuur 13.29 - De DCA as2 score binnen elk van de storingsdeelgebieden, opgesplitst langsheen de hoogtegradiënt. Gemiddelden ± standaardfout.

Er werd een significante (Spearman r correlatie: p= 0,0338), positieve (r=0,16), doch weinig verklarende (R^2= 0,03) relatie tussen de soortenrijkdom en de DCA as2 scores gevonden. De correlatie tussen de macrobenthosdensiteit en de DCA as2 scores was niet significant (Spearman r correlatie: p= 0,1114).

Slechts vier macrobenthische soorten vertonen een significante (Spearman r: p<0,05) en verklarende (R^2>0,30) correlatie met de eerste of de tweede DCA as (tabel 13.5). *Tubificoides benedeni* is positief gecorreleerd met DCA as1, terwijl *Eteone longa* hiermee negatief is gecorreleerd. De Oligochaeta spp. en *Nereis diversicolor* zijn beide positief gecorreleerd met DCA as2 (fig. 13.30).

Tabel 13.5 - Spearman r correlatie tussen de negen algemeen verspreide en abundante macrobenthische soorten en de respectievelijke stationsscores langsheen de eerste en tweede DCA as. r, correlatie coëfficiënt (negatieve vs. positieve correlatie); R^2, determinatie coëfficiënt (proportionele gemeenschappelijke variabiliteit); p, significantie niveau (p<0,05: significant). Verklarende (R^2>0,30) en/of significante (p<0,05) relaties in vet weergegeven.

	DCA - as1 score			DCA - as2 score		
	r	R^2	p	r	R^2	P
Corophium volutator	-0,31	0,10	<0,001	0,02	0,00	0,777
Streblospio benedicti	0,42	0,18	<0,001	0,49	0,24	<0,001
***Oligochaeta* spp.**	-0,44	0,19	<0,001	0,69	0,47	<0,001
Tubificoides benedeni	0,57	0,32	<0,001	-0,11	0,01	0,167
Nereis diversicolor	-0,40	0,16	<0,001	0,56	0,31	<0,001
Pygospio elegans	-0,66	0,43	<0,001	-0,05	0,00	0,515
Heteromastus filiformis	0,41	0,16	<0,001	-0,30	0,09	<0,001
Macoma balthica	0,11	0,01	0,150	-0,20	0,04	0,007
Eteone longa	0,18	0,03	0,018	0,14	0,02	0,063



Figuur 13.30 - Grafische presentatie van de verklarende (Spearman r: R^2>0,30), significante (p<0,05) soortenrelaties met de eerste en tweede DCA assen. X-as, DCA score; Y-as, densiteit (vierdemachtswortel transformatie).

13.6 Bespreking van de variabiliteit in de tijd

13.6.1 De intertidale habitat, (voldoende) slibrijk of verzanding?

Macrobenthische organismen leven in de bodem en zijn dan ook sterk afhankelijk van de fysische en chemische omstandigheden in de bodem: o.a. waterverzadiging, zuurstofconcentratie, gehalte aan organisch materiaal, saliniteit en korrelgrootteverdeling zijn alle variabelen die in sterke mate de verspreiding van macrobenthische organismen bepalen. Aangezien hiervan de korrelgrootteverdeling een van de, zoniet dé belangrijkste omgevingsvariabele is, werd simultaan met de bemonstering van het macrobenthos ook de korrelgrootteverdeling van elk station doorheen de tijd bepaald.
In nagenoeg alle stalen (één uitzondering: mediane korrelgrootte 265 µm) wordt het sediment geklasseerd als slib (< 63 µm) tot fijn zand (< 250 µm). Een dergelijk sediment is typisch voor natuurlijke slikken (Reise, 1985) en laat dus de ontwikkeling van een typische slikfauna toe.
Alhoewel tijdens het verloop van het project meerdere malen werd gevreesd voor een verzanding van het slikgebied (cf. MONAIJ werkvergaderingen), werd dit niet waargenomen in de monitoringsstations: een stijging van de mediane korrelgrootte werd in geen enkel station waargenomen. Als verzanding al optrad, dan trad die hoogst waarschijnlijk op ter hoogte van of net boven de hoogwaterlijn, waardoor deze niet in deze analyse werd waargenomen. Uit de overige textuurbepalingen (zie hs. 7) blijkt al evenmin dat verzanding een algemeen probleem van het IJzerestuarium zou zijn, het ziet er dus naar uit dat eventuele verzanding een lokaal probleem is dat eventueel lokaal moet opgelost worden (bv. de omgeving van het centraal op het oude schor gelegen duinmassief en de oostrand van het voormalige tijdok). Anderzijds is lokale verzanding niet noodzakelijk een probleem als voldoende slibrijk areaal beschikbaar blijft en deze slibrijkere gebieden gekoloniseerd kunnen worden door 'slibminnende' benthossoorten (en terrestrische arthropoden; zie hs. 12).

13.6.2 Soortenrijkdom

Het totale aantal soorten per staalnamemoment stijgt sterk (+79%) doorheen de monitoringperiode. Deze stijging in diversiteit wordt bevestigd door de stijging in soortenrijkdom per staal. Gezien de beide waarden nog geen plateau bereiken, kan worden verwacht dat de diversiteit in de toekomst nog kan toenemen en vergelijkbare waarden kan aannemen als in soortgelijke habitats in de Westerschelde en het Zwin (Ysebaert et al, 2003; Van Coolen, 2004).
De toenemende diversiteit wordt – zij het iets minder eenduidig – bevestigd door de soortenrijkdom op stationsniveau: een licht stijgende trend wordt in nagenoeg alle deelgebieden en hoogtezones doorheen de monitoringperiode waargenomen. Ook het totaal aantal soorten op stationsniveau stijgt – echter niet eenduidig – doorheen de tijd en dit op hoogtezone en deelgebiedniveau.
Ondanks de stijgende diversiteit verdwijnen verschillende soorten schijnbaar uit het gebied. De overgrote meerderheid van verschenen en verdwenen soorten kunnen (waarschijnlijk) worden toegeschreven aan een niet-representatieve bemonstering: de kans om een aanwezige soort daadwerkelijk te bemonsteren is positief gekoppeld aan de densiteit: er bestaat dus een reële kans dat zeldzame soorten niet altijd worden gevonden bij de gegeven bemonsteringsdichtheid. Dit blijkt te kloppen voor alle verschenen en verdwenen soorten (max. densiteit, 5 ind/0,01m²; max. frequentie, 6% van de stalen), behalve voor *Streblospio benedicti* die in 2004 abundant en frequent in het gebied wordt waargenomen. Hieruit kan worden afgeleid dat enkel *S. benedicti* duidelijk nieuw in het gebied wordt aangetroffen of in ieder geval in de eerste periodes te zeldzaam was om een hoge bemonsteringstrefkans te hebben.
Het verschijnen van *S. benedicti* kan echter niet worden toegeschreven aan herstel van het macrobenthos na de werken. De soort koloniseert voornamelijk het onverstoorde en het licht verstoorde deelgebied, waardoor dit fenomeen eerder als een natuurlijke invasie moet worden beschouwd.

De soortenrijkdom is negatief gecorreleerd met de korrelgrootte: hoe grover het sediment, hoe lager de soortenrijkdom. Aangezien de sedimenten – ondanks de sterke temporele variabiliteit binnen het sediment – geen eenduidige vergroving of verfijning binnen de stations vertonen, lijkt de stijging van de soortenrijkdom doorheen de monitoringperiode niet uitsluitend te kunnen worden gekoppeld aan veranderingen in het sediment.

13.6.3 Macrobenthosdensiteit

De totale macrobenthosdensiteit is het hoogst in september 2002. De spectaculaire stijging in densiteit tussen oktober 2001 en september 2002 kan worden verklaard door:

1. Een herstel en nieuwvestiging van het macrobenthos na de werken en/of
2. De abundante aanwezigheid van juvenielen a.g.v. soortspecifieke recruteringspieken in september 2002. De dalende densiteit tussen september 2002 en januari 2004 is hoogstwaarschijnlijk het gevolg van wintermortaliteit, waarbij typisch lagere dichtheden in de winterperiode worden gevonden dan in de herfst (Beukema, 1979).

De 2x hogere macrobenthische dichtheid in januari 2004 (winter) in vergelijking met oktober 2001 (herfst) wijst ook op een stijgende macrobenthosdensiteit als gevolg van het herstel na de werken.
De negatieve correlatie tussen de macrobenthische dichtheid en de verstoring (onverstoorde en licht verstoorde deelgebieden versus medium en sterk verstoorde deelgebieden), vooral opvallend in 2001, wijst op het verwachte negatieve effect van de natuurherstelwerken op de macrobenthosdensiteit: hoe sterker verstoord, hoe lager de dichtheid. Dit verschil wordt kleiner doorheen de monitoringperiode, wat opnieuw wijst op een herstel van het macrobenthos.
Ook de macrobenthosdensiteit is negatief gecorreleerd met de korrelgrootte: hoe grover het sediment, hoe lager de densiteit. Aangezien de sedimenten – ondanks de sterke temporele variabiliteit binnen het sediment – geen eenduidige vergroving of verfijning binnen de stations vertonen, lijkt de stijging van de densiteit doorheen de monitoringperiode niet te kunnen worden gekoppeld aan veranderingen in de sedimentsamenstelling.

13.6.4 Soortspecifieke densiteit

Verschillende macrobenthische soorten vertonen elk een heel specifiek patroon van temporele variabiliteit over de deelgebieden en hoogtezones. Hierbij valt vooral op dat veelal geen éénduidige trends in functie van een eventueel herstel kunnen worden afgeleid. Toch kunnen ook hier enkele aanwijzingen tot herstel na de werken worden gevonden.
Ondanks een typisch patroon van dalende densiteiten van *Corophium volutator* tussen september 2002 en januari 2004 (vermoedelijk als gevolg van hoge wintermortaliteit), blijven de densiteiten in het sterk verstoorde deelgebied stijgen.
De hoogste dichtheden van *Nereis diversicolor* en Oligochaeta spp. worden aangetroffen in de onverstoorde en licht verstoorde deelgebieden. Toch valt de lichte, doch éénduidige stijging van de densiteit in de medium en sterk verstoorde deelgebieden op. De beide taxa zijn trouwens nagenoeg afwezig in het sterk verstoorde deelgebied.
In de medium en sterk verstoorde deelgebieden blijft de densiteit van *Macoma balthica* matig tot sterk toenemen (vooral in de midden intertidale zone merkbaar), dit in tegenstelling tot de onverstoorde en licht verstoorde deelgebieden.

13.6.5 Gemeenschapsstructuur

Bij analyse van de gemeenschapsstructuur (multivariate analyses) blijkt een duidelijk onderscheid tussen de verschillende deelgebieden (vooral onverstoorde versus sterk verstoorde deelgebieden) te

kunnen worden gemaakt. Deze trend is niet tijdsafhankelijk: eenzelfde patroon wordt gevonden, wanneer de verschillende staalnamejaren apart worden geanalyseerd. Het multivariate verschil tussen de deelgebieden kan worden geïnterpreteerd als een aanwijzing van onvolledig herstel van het macrobenthos in de verstoorde deelgebieden. Ook het patroon van stijgende diversiteit van het sterk verstoorde naar de onverstoorde deelgebied bevestigt het onvolledige herstel.

13.7 Enkele bedenkingen inzake ontwikkeling en herstel van de macrobenthosfauna

Op basis van een transectmonitoring (i.e. monitoring van vaste punten) werden reeds heel wat indicaties voor het herstel van het macrobenthos aan de IJzermonding gevonden. Als alternatieve strategie om de evolutie van het macrobenthos op te volgen werd echter ook een gestratificeerde random staalname toegepast. Hiertoe werd het slikgebied op voorhand en met visuele argumenten en kennis over de locatie van de uitgevoerde werken in vier deelgebieden (cf. storingsgradiënt) (i.e. verstoringsstrata) ingedeeld; elk werd op grond van te verwachten effecten van de overstromingsduur en –frequentie (en dientengevolge uitdrogingstermijnen) op het macrobenthos bijkomend in drie intertidale zones (i.e. hoogtestrata) onderverdeeld. Binnen elk van de twaalf strata (4 verstorings- x 3 hoogtestrata) dienden in dit geval per bemonsteringstijdstip (minimum) drie stalen *ad random* te worden verzameld. Op deze manier zou elk van de strata worden gekarakteriseerd, eerder dan een vast punt binnen de strata. Het gebruik van vaste monitoringspunten omvat het risico om effecten als gevolg van een lokale verandering van de habitat waar te nemen, eerder dan effecten als gevolg van herstel.

De *a priori* gestelde storingsgradiënt – van niet verstoord tot sterk verstoord – kan niet worden losgekoppeld van natuurlijke gradiënten binnen het intergetijdengebied: zo is de saliniteit in het geval van de IJzermonding positief gecorreleerd met verstoring. Een correlatie tussen het macrobenthos en verstoring hoeft dus niet noodzakelijk op een causaal verband te duiden.
Toch kunnen we veronderstellen dat, gezien de beperkte saliniteitsgradiënt (euhalien – polyhalien), de waargenomen patronen kunnen worden toegeschreven aan verstoring als gevolg van de werkzaamheden, waarvan een veel pertinentere impact verwacht mag worden.

13.8 Conclusies

13.8.1 Ruimtelijke en temporele variabiliteit

13.8.1.1 Het Macrobenthos herstelt/ontwikkelt zich

Ondanks natuurlijke temporele variabiliteit, zijn zowel de macrobenthische soortenrijkdom als densiteit sterk toegenomen doorheen de monitoringperiode als gevolg van herstel van het macrobenthos na de natuurherstelwerken. Een stijging van de macrobenthosdensiteit werd voornamelijk waargenomen in de medium en sterk verstoorde deelgebieden en bevestigt het vermoeden van macrobenthisch herstel.

13.8.1.2 Herstel/ontwikkeling van het macrobenthos is nog niet voltooid

Het herstel van het macrobenthos is nog niet afgerond na drie jaar: verschillende soorten, aanwezig in de onverstoorde en licht verstoorde deelgebieden zijn (nog niet of nauwelijks) aanwezig in de medium en sterk verstoorde deelgebieden (vb. *Nereis diversicolor*, Oligochaeta spp. en *Streblospio benedicti*). Ook de multivariate analyse wijst op de aanwezigheid van een duidelijk verschil tussen de deelgebieden tot zelfs drie jaar na de werken.

13.8.1.3 Beheersconsequenties

Beheerstechnisch worden geen acties aanbevolen. Tijdens de drie monitoringsjaren werd een geleidelijk herstel van het macrobenthos waargenomen. Dit herstel is evenwel nog steeds niet voltooid (bvb. voormalige tijdok, 13.8.1.2). Toch worden geen maatregelen ter bevordering van het herstelproces aanbevolen. Verwacht wordt dat met de (fysische) stabilisatie van deze delen van de slikken waar werken werden uitgevoerd, de habitat steeds meer geschikt voor kolonisatie door een climax macrobenthosgemeenschap zal worden. Om het verloop van dit proces verder op te volgen, wordt voorgesteld een jaarlijkse gebiedsdekkende bemonstering van het macrobenthos uit te voeren. Op deze manier moet het mogelijk zijn het herstel van het macrobenthos in relatie te brengen tot de veranderingen in het milieu, als gevolg van het geleidelijke proces naar een fysisch dynamisch equilibrium. Een globale monitoringstrategie wordt opgenomen in het ontwerpbeheerplan.

Tabel 13.6 - Soortenlijst met gebruikte afkortingen en Nederlandse naam

Phylum	Latijnse naam	Afkorting	Nederlandse naam
Nemertea	Nemertea spec.	Nemespec	snoerwormen
Nematoda	Nematoda spec.	Nemaspec	rondwormen
Mollusca	*Abra alba*	Abraalba	witte dunschaal
	Cerastoderma edule	Ceraedul	kokkel
	Donax vittatus	Donavitt	zaagje
	Macoma balthica	Macobalt	nonnetje
	Mysella bidentata	Mysebide	tweetandschelp
	Mytilus edulis	Mytiedul	mossel
	Scrobicularia plana	Scroplan	platte slijkgaper
	Thracia papyracea	Thrapapy	papierschelp
Annelida			
Oligochaeta	*Tubifex costatus*	Tubicost	borstelarme ringworm
	Tubificoides benedeni	Tubibene	borstelarme ringworm
	Oligochaeta spp		borstelarme ringwormen
Polychaeta	*Arenicola marina*	Arenmari	zeepier
	Capitella spec	Capispec	slangpier
	Cirratulidae spec.	Cirrspec	ringwormen
	Eteone longa	Eteolong	groengele wadworm
	Glycera spp	Glycspec	ringwormen
	Heteromastus filiformis	Hetefili	draadworm
	Lumbrineris latreilli	Lumblatr	ringworm
	Manayunkia aestuarina	Manaaest	ringworm
	Nephtys cirrosa	Nephcirr	zandzager
	Nephtys hombergii	Nephhomb	zandzager
	Nereis diversicolor	Neredivers	veelkleurige zeeduizendpoot
	Phyllodoce spp.	Phylspec	dieseltreinworm
	Polydora cornuta	Polycorn	slikkokkerworm
	Prionospio steenstrupi	Priostee	ringworm
	Pygospio elegans	Pygoeleg	ringworm
	Scolelepis squamata	Scolsqua	gemshoornworm
	Spio filicornis	Spiofili	ringworm
	Streblospio benedicti	Strebene	ringworm
Arthropoda			
Chelicerata	*Acarina* spec	Acarspec	mijt
	Achelia longipes	Achelong	zeespin
Crustacea	*Bathyporeia pilosa*	Bathpilo	kniksprietkreeftje
	Bathyporeia sarsi	Bathsars	kniksprietkreeftje
	Cumopsis longipes/goodsiri	Cumolong	zeekomma
	Corophium volutator	Corovolu	slijkgarnaaltje
	Eurydice affinis	Euryaffi	agaatpissebed
	Eurydice pulchra	Eurypulc	agaatpissebed
	Gammarus salinus	Gammsali	vlokreeftje
	Haustorius arenarius	Hausaren	zandvlokreeft
	Pilumnus hirtellus	Piluhirt	ruig krabbetje
Hexapoda	*Archisotoma pulchella*	Archpulc	springstaart

14 Biologische responsvariabelen: avifauna

Koen DEVOS & Davy DE GROOTE

14.1 Overwinterende en doortrekkende watervogels

14.1.1 Inleiding

Heel wat watervogelsoorten – vooral deze behorend tot de groep van de steltlopers - zijn buiten het broedseizoen sterk gebonden aan getijdengebieden waar de bij eb droogvallende slikken een rijk voedselaanbod garanderen. In Vlaanderen zijn dergelijke gebieden geografisch beperkt tot het Schelde-estuarium tussen de Nederlandse grens en Gent en de Vlaamse kuststrook. Eén van de belangrijkste schor- en slikgebieden in ons land is de IJzermonding te Nieuwpoort, de enige plaats waar een rivier op Vlaamse bodem in zee uitmondt. Voor tal van kustgebonden watervogelsoorten vormt het gebied één van de schaarse pleisterplaatsen in ons land.
De vogelrijkdom van de IJzermonding is reeds lange tijd gekend en geniet al vele decennia lang de belangstelling van ornithologen zoals blijkt uit publicaties van Brouwer & Verheyen (1946), Grootaers (1953), De Roo & Houwen (1959) en Becuwe (1975).
Sinds 1988 wordt de aantalontwikkeling van overwinterende en doortrekkende watervogels (vooral steltlopers) aan de IJzermonding vrij intensief opgevolgd, gedeeltelijk in het kader van een monitoringproject op het Instituut voor Natuurbehoud. In de periode 1988-2001 werden in totaal ruim 600 tellingen verricht, hoofdzakelijk op de hoogwatervluchtplaatsen (zie verder).
Het avifaunaluik in het MONAIJ-project kon in belangrijke mate voortbouwen op deze lange reeks van tellingen die een uitstekende basis vormt voor een evaluatie van de uitgevoerde natuurherstelmaatregelen. Daarnaast bood het MONAIJ-onderzoek de gelegenheid om een aantal hiaten in onze kennis op te vullen, vooral over de specifieke functie die de IJzermonding vervult voor watervogelpopulaties (bv. als rustplaats of als foerageergebied).
In deze bijdrage over de niet-broedvogels wordt in een eerste luik een overzicht gegeven van de resultaten van de tellingen bij hoog water. Deze tellingen geven een goed inzicht in de soortenverhouding, het aantalverloop in de loop van het seizoen en de lange termijntrend. Gezien dit onderzoek al geruime tijd loopt kan al een eerste vergelijking gemaakt worden tussen de situaties van vóór en na het natuurherstel. In een tweede deel worden het deelonderzoek over het aantalverloop en de activiteit van de vogels in relatie tot het getij toegelicht.

14.1.2 Materiaal en methode

14.1.2.1 Totaaltellingen

Telmethodiek en aantal tellingen
Het aantal watervogels, steltlopers in het bijzonder, in een estuarium is sterk afhankelijk van het getij. Aan de IJzermonding foerageren de watervogels bij laag water immers niet alleen op de droogvallende slikken maar verspreiden ze zich over de volledige kustlijn van De Panne tot Westende. Bij hoog water verzamelen de vogels zich op zogenaamde hoogwatervluchtplaatsen (HVP's) om te rusten of zich te poetsen. Bij de meeste soorten situeren de HVP's zich aan de IJzermonding zelf of in de onmiddellijke omgeving (oosterstaketsel en aanpalende golfbreker of op het strand van Lombardsijde). Gezien het aantalverloop van watervogels aan de IJzermonding sterk afhankelijk is van de tijwerking, is het belangrijk dat tellingen zoveel mogelijk op hetzelfde ogenblik in de tijcyclus plaatsvinden. Om praktische redenen word sinds 1988 geopteerd voor hoogwatertellingen. De vogels zitten dan

geconcentreerd op slechts enkele plaatsen en kunnen op die manier gemakkelijk geteld worden. HVP-tellingen zijn ook het best geschikt voor monitoring omdat deze betrekking hebben op de volledig aanwezige populatie.
Bij elke telling wordt het volledige natuurreservaat bezocht, samen met aangrenzende gebieden die deel uitmaken van het natuurherstelplan zoals de Hemmepolder en het strand nabij het oosterstaketsel. Af en toe gebeurde het dat een bepaalde soort niet goed kon geteld worden doordat een HVP moeilijk zichtbaar was of omdat vliegbewegingen tijdens de telling voor problemen zorgden.
In de periode van het MONAIJ-onderzoek (juli 2001 - juni 2004) werden in totaal 109 integrale gebiedstellingen uitgevoerd. De telinspanning was niet in alle winters even groot en varieerde van 43 tellingen 2002/2003 tot 27 in 2003/04 (tabel 14.1). De tellingen in het eerste en derde seizoen gebeurden hoofdzakelijk door Koen Devos, in 2002/003 door Davy De Groote. We konden tevens gebruik maken van enkele aanvullende tellingen door ervaren vrijwilligers (vooral Wim Debruyne).

Tabel 14.1 - Aantal vogeltellingen per maand tijdens de seizoenen 2001/02 tem 2003/04.

	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	TOT
2001/2002	4	6	6	3	3	3	2	2	3	2	3	2	**39**
2002/2003	3	5	5	4	5	3	2	4	3	2	5	2	**43**
2003/2004	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	3	1	**27**

De volgende vogelgroepen werden standaard geteld: duikers, futen, reigers, aalscholvers, zwanen, ganzen, eenden, rallen, steltlopers en sterns. Meeuwen werden slechts af en toe meegeteld waarbij gestreefd werd naar minstens één telling per maand.

Verwerking van de telgegevens
Voor het berekenen en beschrijven van aantaltrends en seizoenspatronen wordt vooral gewerkt met ***vogeldagen***. Het aantal vogeldagen tussen twee opeenvolgende tellingen is berekend als (n1 + n2) (d2 – d1) / 2. Hierbij is (n1 + n2) de som van het aantal vogels voor de twee tellingen en (d2 – d1) het aantal dagen tussen de twee tellingen. Het aantal vogeldagen is een schatting van het aantal dagen dat de individuen van een soort in een gebied in een bepaalde periode samen hebben doorgebracht. Een groep van 1.000 scholeksters die één dag aanwezig is in een gebied en 100 scholeksters die 10 dagen aanwezig zijn leveren exact hetzelfde aantal vogeldagen op, hoewel de getelde maximumaantallen sterk verschillen. Vogeldagen zijn bijgevolg een betere maat voor het gebruik dat vogels van een bepaald gebied maken.

14.1.2.2 Onderzoek naar aantalverloop, verspreiding en gedrag in relatie tot het getij

Telmethodiek
Tijdens het seizoen 2002-2003 werd aanvullend op de totaaltellingen onderzoek verricht naar de relatie tussen aantallen, verspreiding en gedrag van watervogels enerzijds en de tijcyclus anderzijds. Dit gebeurde in het kader van een licentiaatscriptie aan de Universiteit Gent (De Groote 2003).
Bij dit deelonderzoek werden observaties verricht gedurende een volledige tijcyclus. De tellingen startten een uur voor hoog- of laagwater en eindigden een uur na hoog- of laagwater. Een tijcyclus duurt ongeveer 12½ uur. Deze tijdspanne werd opgedeeld in zeven perioden van ongeveer 2 uur (zie tabel 14.2). Per periode van 2 uur werd gestreefd naar één telling waarbij het volledige gebied werd bezocht.

Tabel 14.2 - Overzicht deeltellingen in relatie tot getij.

nummer deeltelling	Ruwe indeling tijd deeltelling
1	1 uur voor tot 1 uur na laagwater
2	1 uur na tot 3 uur na laagwater
3	3 uur voor tot 1 uur voor hoogwater
4	1 uur voor tot 1 uur na hoogwater
5	1 uur na tot 3 uur na hoogwater
6	3 uur voor tot 1 uur voor laagwater
7	1 uur voor tot 1 uur na laagwater

Omdat de periode met daglicht te kort is in een groot gedeelte van het jaar is het (bijna) nooit mogelijk om een volledige tijcyclus in één keer af te werken. Daarom werd bij elk bezoek gedurende een halve tijcyclus geteld: ofwel van laag- naar hoogwater (14 tellingen), ofwel van hoog- naar laagwater (9 tellingen). Voor een overzicht van de teldata verwijzen we naar tabel 14.3. Op elk van deze dagen werden 4 deeltellingen uitgevoerd (zie tabel 14.2: van 1 tem 4 of van 4 tem 7). Soms traden problemen op als gevolg van hevige regen of mist waardoor het moeilijk was om kleinere soorten te onderscheiden. Op 12 februari 2003 konden 2 van de 4 deeltellingen niet uitgevoerd worden door de dichte mist. Ook verstoring van diverse aard (mensen, helikopters) zorgde soms voor problemen waardoor af en toe een deeltelling gedeeltelijk of geheel mislukte.

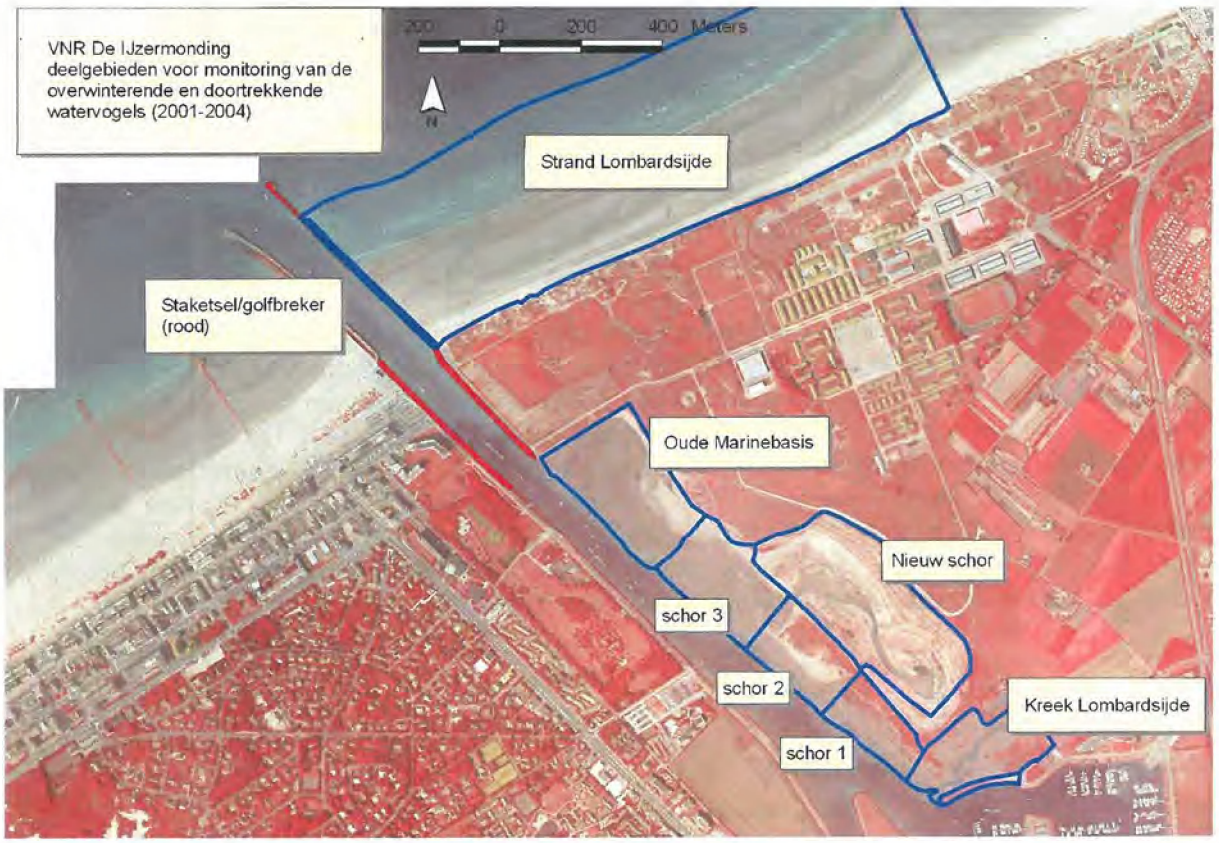
Tabel 14.3 - Overzicht tijafhankelijke tellingen.

LW → HW	HW → LW
11-aug-02	03-aug-02
21-sep-02	17-aug-02
29-sep-02	03-sep-02
12-okt-02	01-nov-02
20-okt-02	15-nov-02
28-okt-02	15-dec-02
24-nov-02	29-dec-02
08-dec-02	12-feb-02
22-jan-03	16-mrt-03
06-feb-03	
22-feb-03	
05-mrt-03	
22-mrt-03	
08-apr-03	

Omdat het ook de bedoeling was om de verspreiding van de soorten nader in detail te bekijken, werd de IJzermonding opgedeeld in 31 kleine deelgebieden (zie bijlage 14.1). Voor de verwerking werden deze deelgebieden echter gegroepeerd in acht grote deelgebieden: kreek van Lombardsijde, schor 1, schor 2, schor 3, nieuw schor, oude marinebasis, strand van Lombardsijde en de golfbrekers en staketsel (zie fig. 14.1)[20]. Van deze grote deelgebieden zijn de Kreek van Lombardsijde, schor 1 en de golfbrekers en staketsel niet of nauwelijks veranderd sinds het natuurherstelproject, dit in tegenstelling tot de andere gebieden, die door grondafgravingen en/of afbraak van oude kaaien en dokken vrijwel volledig van karakter veranderden. Wel was vroeger aan de oude marinebasis reeds een geïsoleerd en

[20] Deze indeling stemt grotendeels en voor zover relevant overeen met de indeling in deelgebieden voor het macrobenthos: oude marinebasis=SV; schor3=MV; schor2≈KR; schor 1≈LV; kreek van Lombardsijde=OV; nieuw schor=LA; strand van Lombardsijde=strand; golfbreker en staketsel zijn in de macrobenthosstudie niet onderzocht.

groot slik aanwezig dat in het kader van het natuurherstel uitgebreid werd en aansluiting vond met de slikken van schor 1.



Figuur 14.1 - Ligging van de acht grote deelgebieden aan de IJzermonding, die werden onderscheiden ten behoeve van het de monitoring van de overwinterende en doortrekkende watervogels. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.

Tijdens een telling werden alle steltlopers, reigers, aalscholvers, eenden en rallen geteld. Meeuwen en sterns werden om praktische redenen (te mobiel op de schaal van de onderscheiden hoofddeelgebieden) buiten beschouwing gelaten. Alle vogels werd geteld per deelgebied. Daarbij werd telkens de activiteit van de vogels genoteerd en ook de afstand tot de waterlijn werd geschat. Dit laatste aspect leverde relatief weinig bruikbare informatie op en wordt in dit rapport verder niet besproken.

14.1.2.3 Verwerking van de gegevens

Aantallen en verspreiding in relatie tot het getij

Voor de verwerking van de aantallen en de verspreiding van de algemeenste watervogels in relatie tot het getij werden alle tellingen van het volledige seizoen samengevoegd per deelperiode van het getij (zie tabel 14.2). Het grootste periodeaantal per halve tijcyclus werd telkens op 100 % gezet, zodat een betere (relatieve) vergelijking mogelijk was tussen opkomend en afgaand tij.

Om het belang van de verschillende deelgebieden als *foerageergebied* te bepalen, werden per soort en per deelgebied het aantal voedselzoekende vogels opgeteld, dit over alle tellingen. Dit werd dan per soort uitgezet in een grafiek, waarbij het totaal aantal foeragerende individuen per soort gelijkgesteld werd aan 100 %. Hetzelfde werd uitgevoerd voor het bepalen van de *hoogwatervluchtplaatsen*. Hierbij werden de aantallen van bij hoogwater rustende en poetsende watervogels samengevoegd en verwerkt.

Het gaat hier om globale analyses die een volledig seizoen overspannen. Het korte tijdsbestek van het licentiaatswerk en van het MONAIJ-onderzoek liet niet toe om meer in detail te gaan, bijvoorbeeld

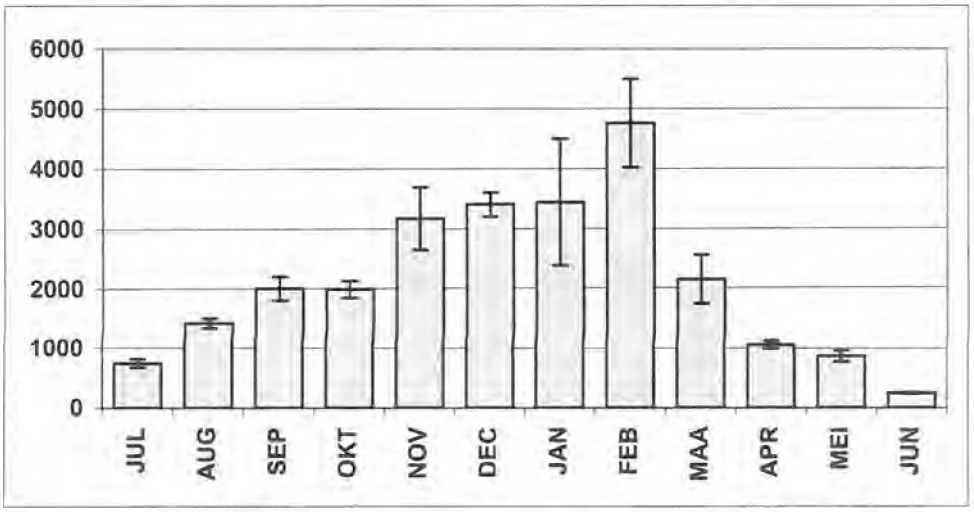
wat betreft seizoensvariaties in de foerageergebieden. In hs. 15 worden de macrobenthosgegevens gerelateerd aan de foerageeractiviteiten van de watervogels.

Activiteit in relatie tot het getij
Aan de IJzermonding werd ook de activiteit van de watervogels in relatie tot het getij onderzocht. Per deelperiode van de tijcyclus werden alle aantallen per soort per activiteit samengeteld. De aantallen werden dan per deelperiode op 100 % gezet, zodat de relatieve verhouding tussen de verschillende activiteiten duidelijk werd. Ook hier ontbrak de tijd om dieper in te gaan op eventuele seizoensvariaties in de activiteit van de vogels.

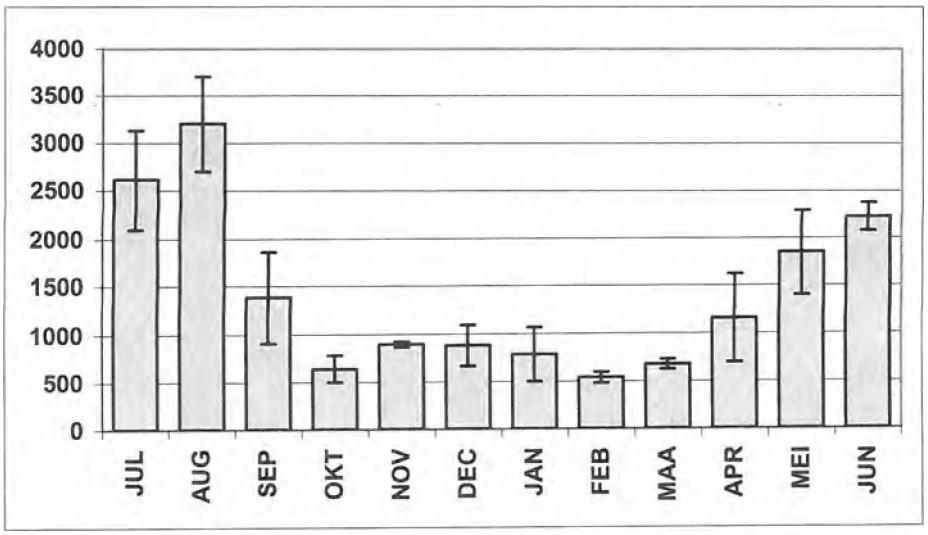
14.1.3 Resultaten

14.1.3.1 Soorten, aantallen en trends

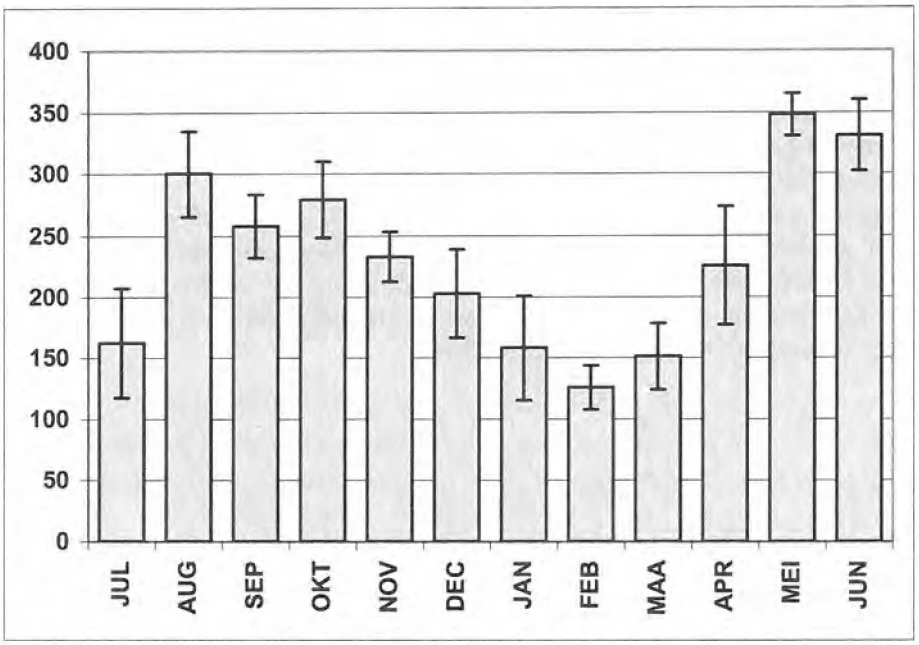
Totaalaantallen
Het totaal aantal watervogels in het gebied lag bij de meeste tellingen tussen 2.000 en 5.000 exemplaren. In bijlage 14.2 wordt een overzicht gegeven van de maximale aantallen steltlopers, meeuwen en overige watervogels (aalscholvers, eenden, ...) per maand tijdens de drie seizoenen van het MONAIJ-project.
Steltlopers vormen de talrijkste groep. Het hoogste aantal betrof ruim 6.400 individuen in februari 2004. In fig. 14.2 wordt het gemiddeld maandmaximum van het aantal steltlopers over de drie seizoenen weergegeven. De hoogste aantallen worden duidelijk in de winterperiode bereikt (periode november-februari).
De groep van de meeuwen en sterns vertoont een volledig ander seizoenaal patroon met hoge aantallen in de zomermaanden en een veel lager niveau van oktober tot en met maart (fig. 14.3). Het totaalaantal meeuwen en sterns bij hoog water kan oplopen tot meerdere duizenden, met een absoluut maximum van 4.073 in augustus 2002.
De overige groepen – gaande van futen, reigers, aalscholvers tot eenden en rallen – vormen samen slechts een klein aandeel in het totaalaantal watervogels. Het gaat slechts om enkele honderden exemplaren (fig. 14.4). Er is een afname in de loop van het najaar tot een laag niveau in de periode januari-maart. In het voorjaar stijgen de aantallen weer. De plotse terugval in juli heeft te maken met het vertrekken van de bergeenden naar de ruigebieden.



Figuur 14.2 - Gemiddeld maandmaximum van het totaalaantal steltlopers aan de IJzermonding, seizoenen 2001-2002 tem 2003-2004.



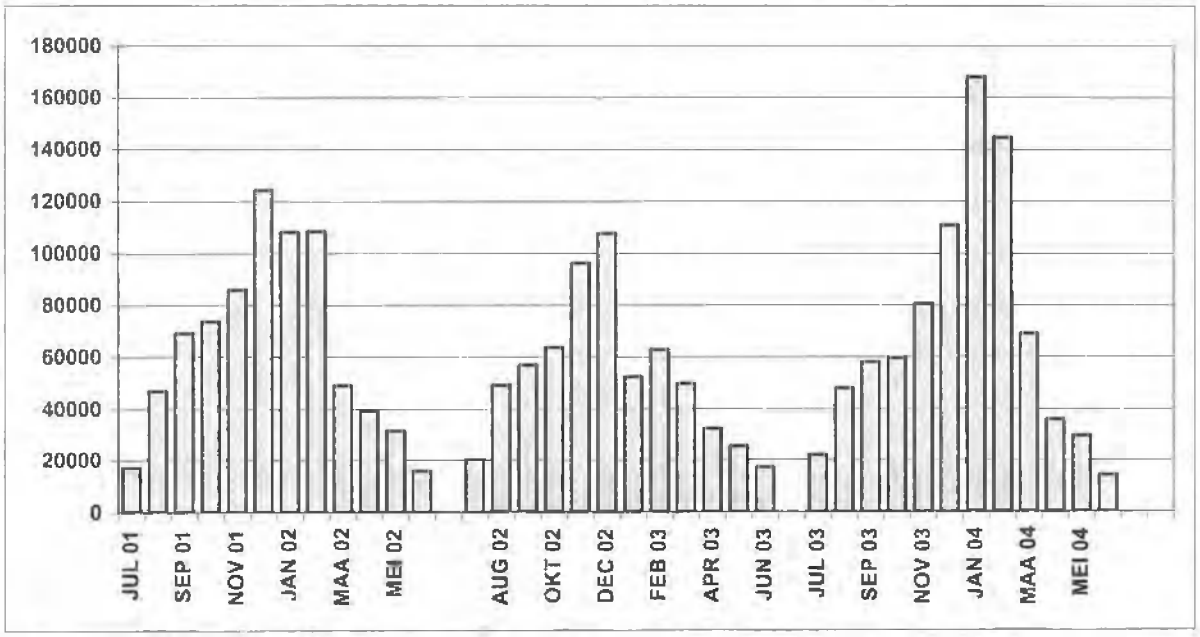
Figuur 14.3 - Gemiddeld maandmaximum van het totaalaantal meeuwen en sterns aan de IJzermonding, seizoenen 2001-2002 tem 2003-2004



Figuur 14.4 - Gemiddeld maandmaximum van het totaalaantal eenden, reigers, aalscholvers en rallen aan de IJzermonding, seizoenen 2001-2002 tem 2003-2004

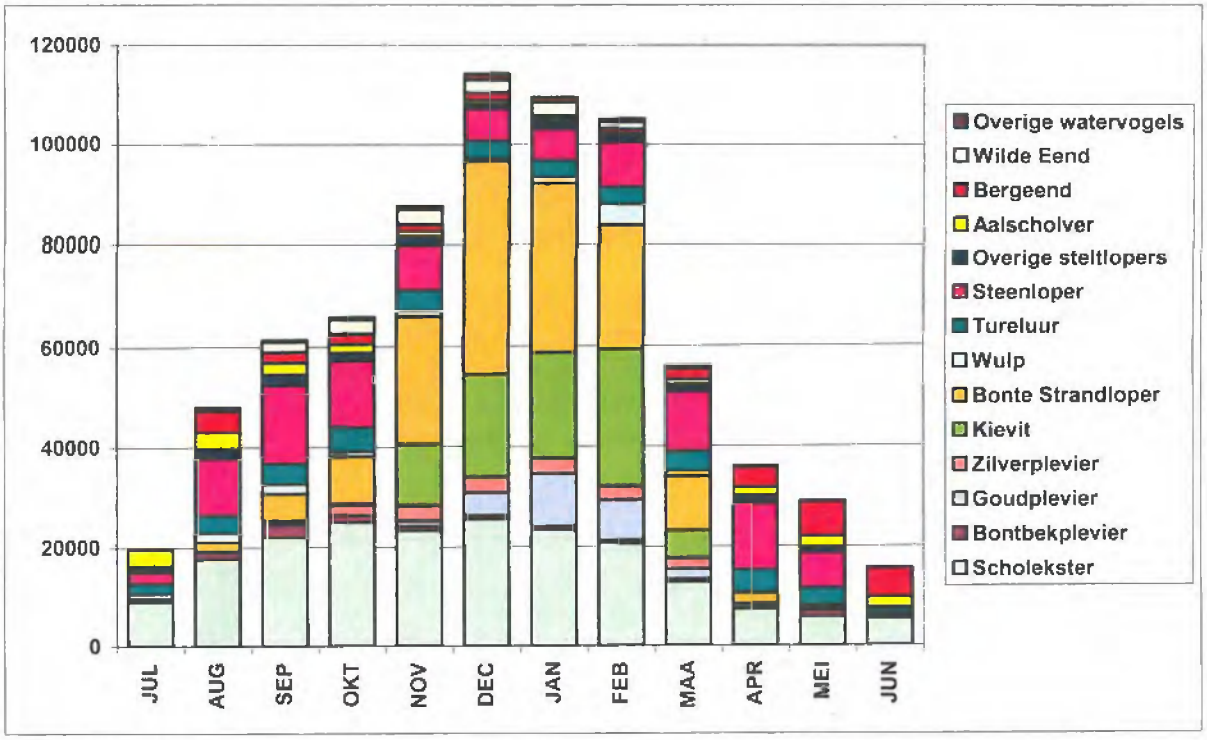
14.1.3.2. Vogeldagen

Zoals eerder gemeld geven (maximum)aantallen niet altijd een goed beeld van het gebruik van een gebied door vogels. Vogeldagen zijn hiervoor beter geschikt omdat de verblijfsduur in rekening wordt gebracht. In bijlage 14.3 wordt voor alle soorten (behalve de meeuwen) een overzicht gegeven van het aantal berekende vogeldagen per maand. Bij de meeuwen was het aantal tellingen te klein en waren de aantallen te wisselend om te werken met vogeldagen. Deze groep wordt hier verder buiten beschouwing gelaten.
In Figuur 14.5 wordt het maandelijks verloop van het totaal aantal vogeldagen tijdens de drie telseizoenen weergegeven (dus exclusief meeuwen en sterns). Het seizoen 2002-2003 werd gekenmerkt door een plotse terugval in januari en februari die niet onmiddellijk kan verklaard worden. In 2004 werd in deze wintermaanden net een opvallende piek genoteerd die vooral kan toegeschreven worden aan een toename van kievit en goudplevier (zie soortbespreking).

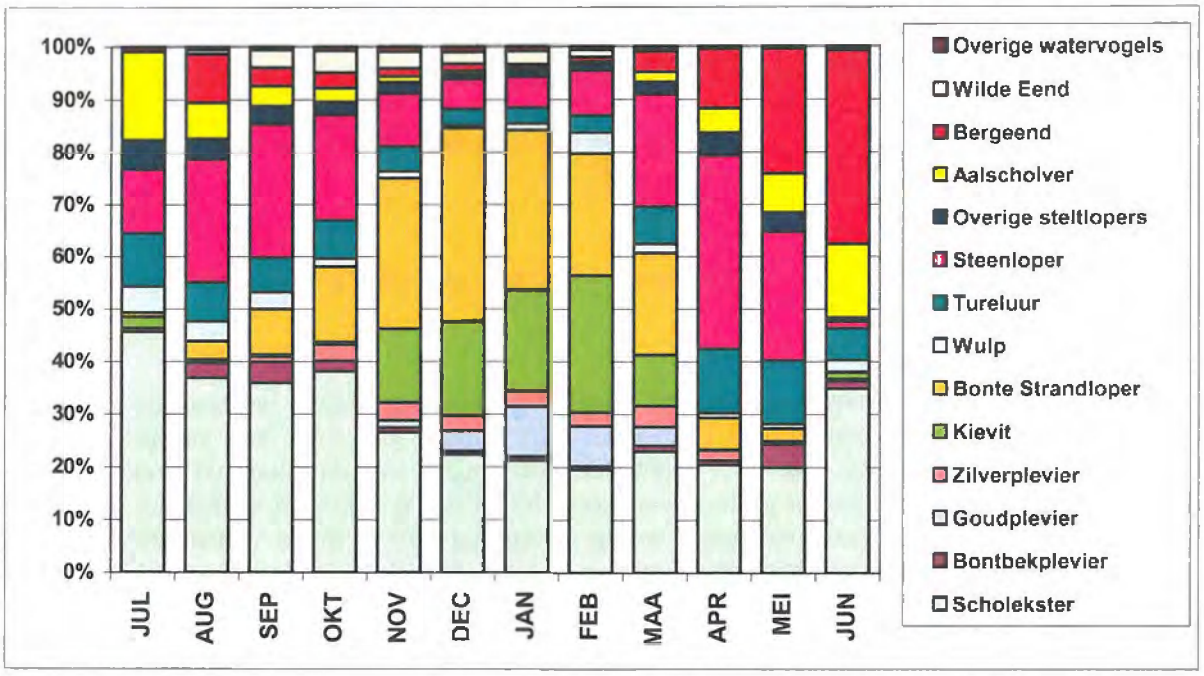


Figuur 14.5 - Maandelijks verloop van het totaal aantal vogeldagen van watervogels (exclusief meeuwen) aan de IJzermonding.

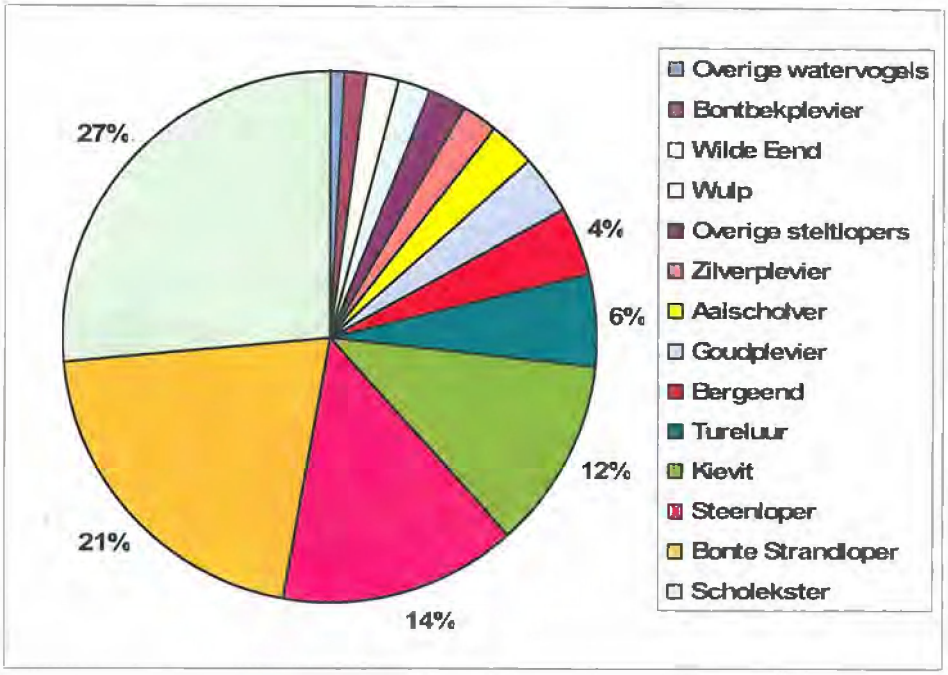
Voor het gemiddelde seizoensverloop van het aantal vogeldagen verwijzen we naar fig. 14.6. Het typische overwinteringspatroon komt nog beter tot uiting dan bij het verloop van de maximumaantallen (fig. 14.2). Fig. 14.7 geeft een goed beeld van de soortenverhouding in de verschillende maanden. Hier treden grote seizoensverschillen op. Van juli tot september zijn vooral scholekster en steenloper procentueel goed vertegenwoordigd terwijl in de wintermaanden bonte strandloper en kievit de helft van het totaalaantal vogeldagen uitmaken. In de loop van het voorjaar neemt de bergeend een steeds belangrijker plaats in, in de watervogelgemeenschap.
Als we soortenverhouding globaal over alle maanden bekijken (en gemiddeld over de drie seizoenen), dan blijkt dat bijna de helft van het totaal aantal vogeldagen wordt bepaald door slechts twee soorten (scholekster en bonte strandloper) en 80 % door vijf soorten (fig. 14.8). De groep van de steltlopers is goed voor 93 % van het totaalaantal vogeldagen tegenover amper 7 % voor de overige watervogels (eenden, rallen, aalscholvers,...).



Figuur 14.6 - Aantal vogeldagen per maand van alle aanwezige watervogelsoorten exclusief meeuwen en sterns (gemiddelde aantallen over de seizoenen 2001/02 tem 2003/04)



Figuur 14.7 - Maandelijkse soortenverhouding van alle aanwezige watervogelsoorten exclusief meeuwen en sterns (gebaseerd op gemiddeld aantal vogeldagen over de seizoenen 2001/02 tem 2003/04)



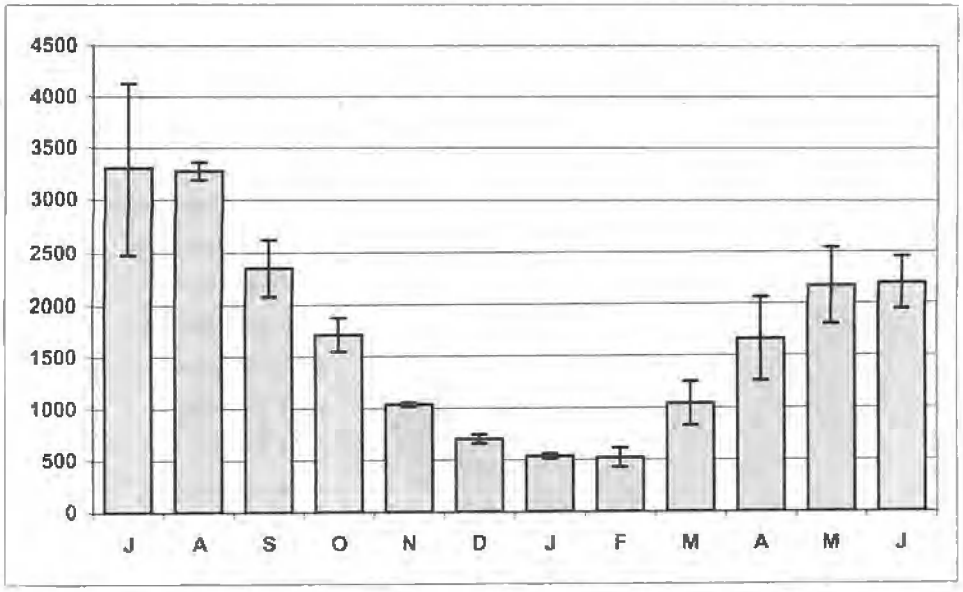
Figuur 14.8 - Soortenverhouding van alle aanwezige watervogelsoorten exclusief meeuwen en sterns over alle maanden samen en gebaseerd op gemiddeld aantal vogeldagen over de seizoenen 2001/02 tem 2003/04.

14.1.4 Soortbespreking

In de onderzoeksperiode werden net geen 60 soorten watervogels waargenomen waarvan de helft tot de groep van de steltlopers behoren. In bijlage 14.4 tot en met 14.6 wordt voor de drie seizoenen per soort een overzicht gegeven van de getelde maximumaantallen in de verschillende maanden. De numeriek talrijkste soorten waren Zilvermeeuw (max. 3.090 individuen), kievit (max. 2.850 individuen), bonte strandloper (max. 2.040 individuen), goudplevier (max. 1.386 individuen), wulp (max. 1.272 individuen) en scholekster (max. 1.105 individuen). In bijlage 14.7 wordt voor de belangrijkste steltlopersoorten een overzicht gegeven van de wintermaxima sinds 1988.
Hierna wordt het aantalverloop van de belangrijkste soorten meer in detail beschreven en besproken. Voor elk soort wordt het seizoensverloop van het aantal vogeldagen per maand weergegeven (gemiddeld over de drie MONAIJ-seizoenen) en indien beschikbaar de trend van het totaal aantal vogeldagen per seizoen sinds 1988.

14.1.4.1 Aalscholver

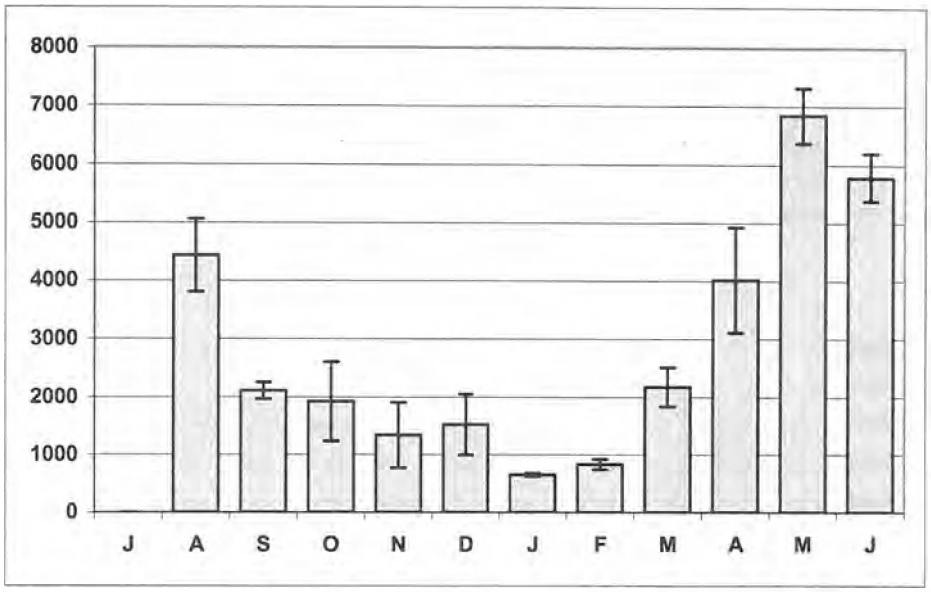
Het aantal aalscholvers aan de IJzermonding bereikt een piek in de periode juli-augustus (fig. 14.9). Er worden dan regelmatig meer dan 100 exemplaren geteld met uitschieters van meer dan 200. Op dat ogenblik hebben de meeste jongen de broedkolonies reeds verlaten en beginnen ze rond te zwerven. In de loop van het najaar dalen de aantallen tot een laag niveau in de wintermaanden (< 50 individuen). Vanaf maart is er opnieuw een toename merkbaar. De pleisteraars in het voorjaar betreffen voor een groot deel onvolwassen vogels die niet tot broeden komen. Ze zijn ondermeer afkomstig uit broedkolonies in Denemarken en Nederland zoals bleek uit afgelezen kleurringen.
Sinds de uitvoering van het natuurherstelproject zijn de aantallen merkbaar gestegen. Vóór 2001 pleisterden in het gebied meestal nooit meer dan enkele tientallen vogels, vooral op de verlichtingspalen in de oude marinebasis.



Figuur 14.9 - Seizoenaal aantalverloop van de aalscholver, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.

14.1.4.2 Bergeend

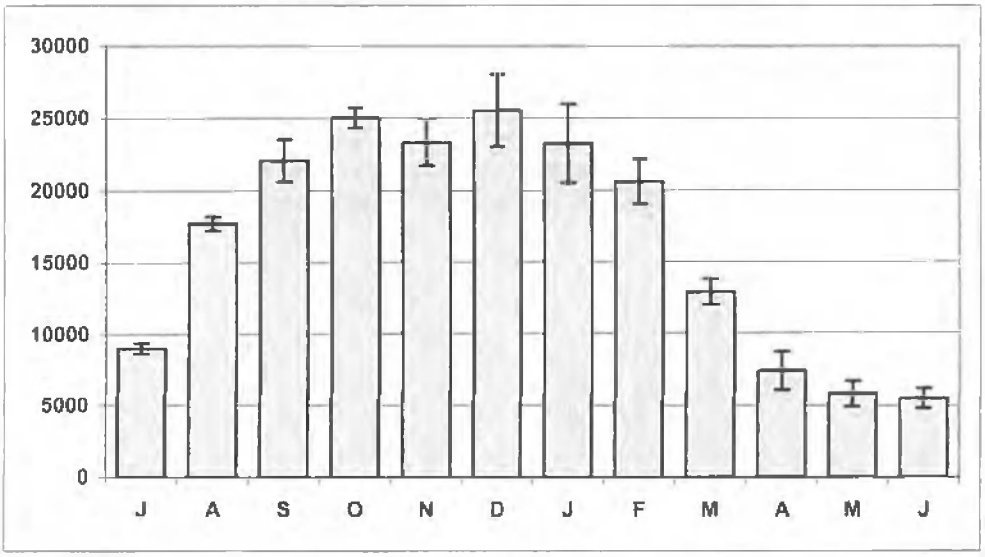
De bergeend is met ruime voorsprong de talrijkste eendensoort aan de IJzermonding. De hoogste aantallen komen in het late voorjaar voor. De aantallen stijgen in de loop van maart en april tot maxima die in mei en juni de 200 individuen ruim overschrijden. In de tweede helft van juni 2004 werden zelfs tot meer dan 400 individuen geteld (deze late gegevens werden nog niet verwerkt in het aantal vogeldagen). Deze voorjaarsaantallen betreffen hoofdzakelijk adulte, broedrijpe paren die territoriaal gedrag vertonen. Toch komt slechts een fractie tot broeden. De aanwezigheid van een grote niet-broedende populatie is echter niet ongewoon bij deze soort. In juli is er een sterke afname (wegtrek naar de ruigebieden in Nederland en Duitsland) en zijn er behalve de broedvogels en hun jongen nauwelijks nog bergeenden aanwezig. De hoge aantallen in augustus en september hebben vooral betrekking op vliegvlugge juveniele vogels, wellicht voor een groot deel plaatselijke vogels aangevuld met zwervende vogels van andere gebieden. In de loop van het najaar vertrekken ook deze vogels echter grotendeels naar andere overwinteringsgebieden. De doorsnee winterpopulatie aan de IJzermonding bedraagt niet meer dan enkele tientallen vogels.
We beschikken over te weinig telgegevens van vóór 2001 om een goede vergelijking te maken tussen de aantallen vroeger en nu maar de indruk bestaat dat de soort aanzienlijk is toegenomen. In het verleden waren aantallen van meer dan 150 individuen wellicht zeer uitzonderlijk. In de loop van het MONAIJ-project steeg het aantal vogeldagen ook van 27.000 in het seizoen 2001/02 naar ongeveer 35.000 in 2003/04 (+ 23 %).



Figuur 14.10 - Seizoenaal aantalverloop van de bergeend, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.

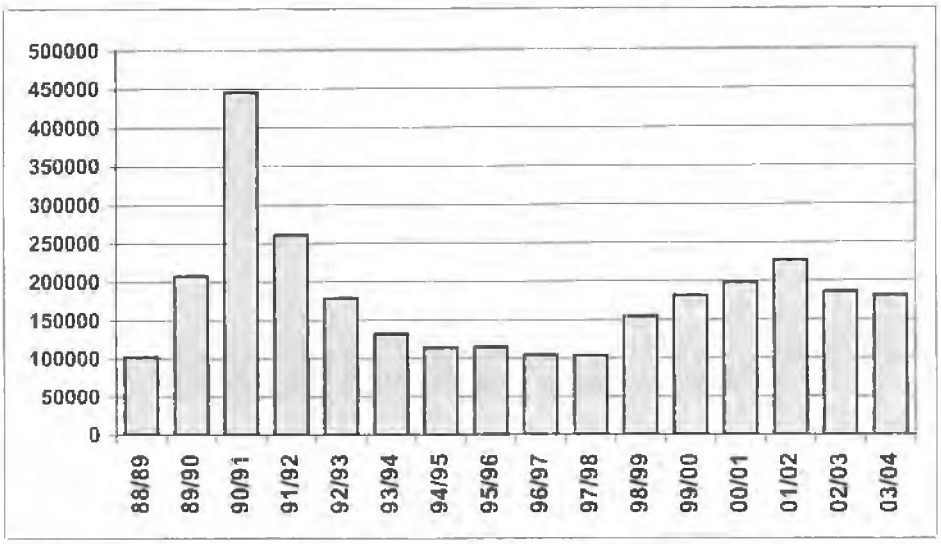
14.1.4.3 Scholekster

De scholekster is goed voor 27 % van het totaal aantal watervogels en is daarmee over het hele jaar gezien de talrijkste soort. Reeds vanaf de tweede helft van juli is er een geleidelijke aantalstoename om vervolgens van oktober tot december een vrij constant winterniveau te bereiken (fig. 14.11). In de loop van de drie telseizoenen was er een lichte daling van de het wintermaximum: van 1.105 individuen in 2001/02 tot 876 individuen in 2003/04. Vanaf januari nemen de aantallen terug af. Van april tot begin juli blijft een kleine groep niet-broeders overzomeren (meestal 150 à 200 individuen).



Figuur 14.11 - Seizoenaal aantalverloop van de scholekster, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.

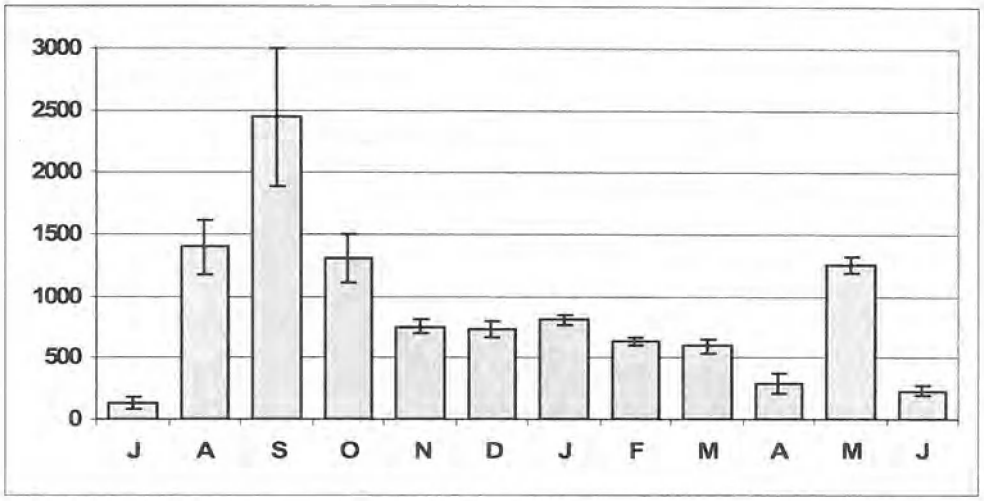
De lange termijntrend toont een opvallende piek begin de jaren 90 die mogelijk gerelateerd is aan belangrijke veranderingen in het Nederlandse Deltagebied die geleid hebben tot een wegtrek/afname van het aantal scholeksters. Bovendien vond in de winter 1990/91 tijdens een vorstperiode een belangrijke influx plaats van vogels uit het Waddengebied zoals af te leiden was van afgelezen kleurringen. In de daaropvolgende seizoenen was er dan een geleidelijke afname van het aantal scholeksters aan de IJzermonding. Een heropleving tussen 1998 en 2002 bleek van korte duur.



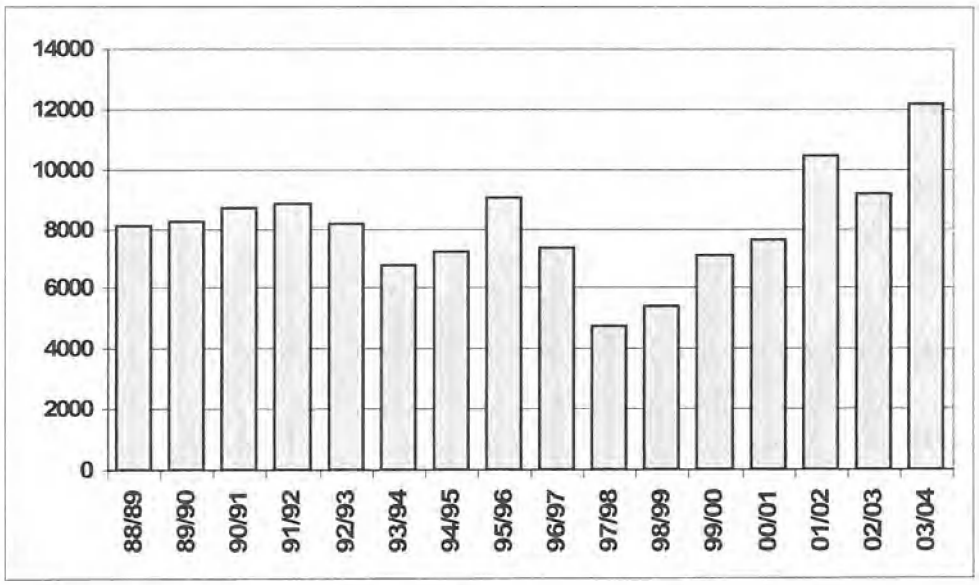
Figuur 14.12 - Evolutie van het aantal vogeldagen van scholekster per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04

14.1.4.4 Bontbekplevier

Het maandelijks aantalverloop vertoont een typisch doortrekpatroon. De najaarstrek zorgt voor verhoogde aantallen in de periode augustus – oktober met een afgetekende piek in september.
Het najaarsmaximum ligt meestal tussen 100 en 150 exemplaren. Van november tot in maart blijft een kleine populatie van hooguit 20 tot 40 vogels overwinteren. Er is een voorjaarspiek in mei (doortrek van noordelijke broedvogels) die meestal minder hoog (zelden hoger dan 100 individuen) en korter is dan de najaarspiek.
Het totaalaantal vogeldagen kende een vrij stabiel verloop tussen 1988 en 1997 maar kende een tijdelijk dipje in de daaropvolgende jaren, mogelijk als gevolg van de strenge winters midden de jaren 90. Vooral tijdens het laatste seizoen 2003/04 is een forse toename merkbaar.



Figuur 14.13 - Seizoenaal aantalverloop van de bontbekplevier, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.

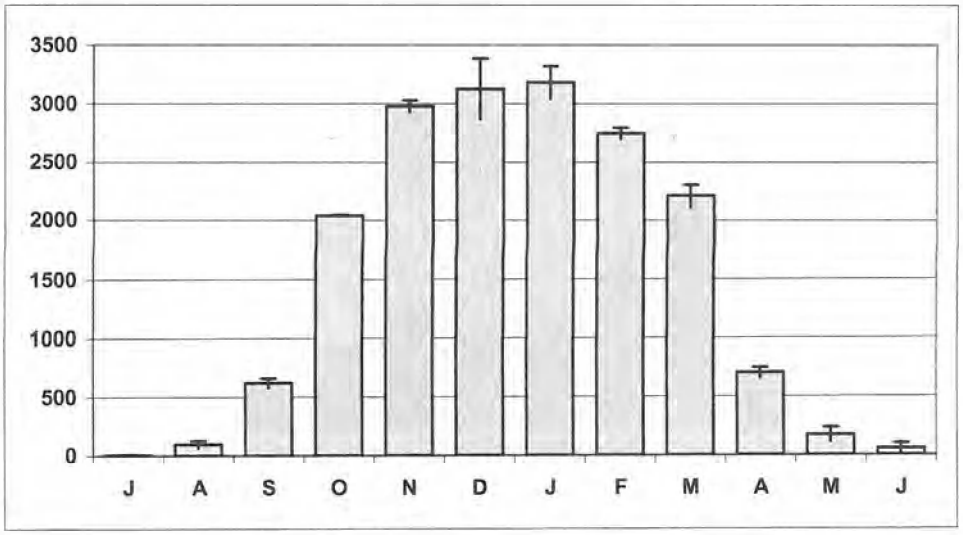


Figuur 14.14 - Evolutie van het aantal vogeldagen van bontbekplevier per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04.

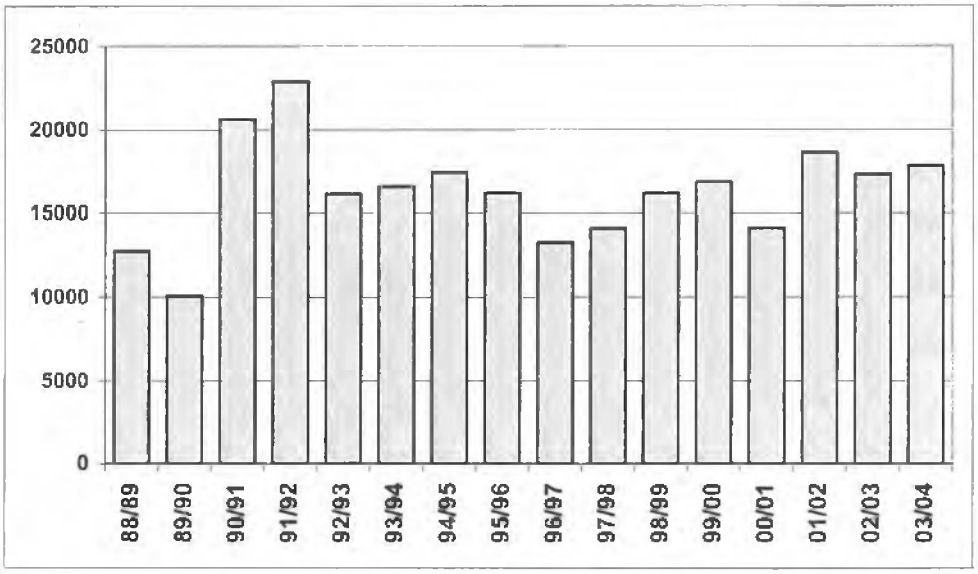
14.1.4.5 Zilverplevier

De Zilverplevier is vooral een wintergast. De aantallen nemen vooral toe in september en oktober om vervolgens een vrij constant winterniveau te bereiken in de periode november – februari (gemiddeld 100-120 individuen). De meeste vogels trekken weg in de loop van maart en april. In mei wordt af en toe wordt een kleine voorjaarspiek genoteerd van vogels die zuidelijker of westelijker overwinterd hebben. De schaarse waarnemingen in juni en juli hebben betrekking op een zeer klein aantal overzomeraars.

Omstreeks de jaren negentig fluctueerde het aantal vogeldagen soms vrij sterk van seizoen tot seizoen maar sinds 1992/93 is de trend opvallend stabiel (fig. 14.16).



Figuur 14.15 - Seizoenaal aantalverloop van de Zilverplevier, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.

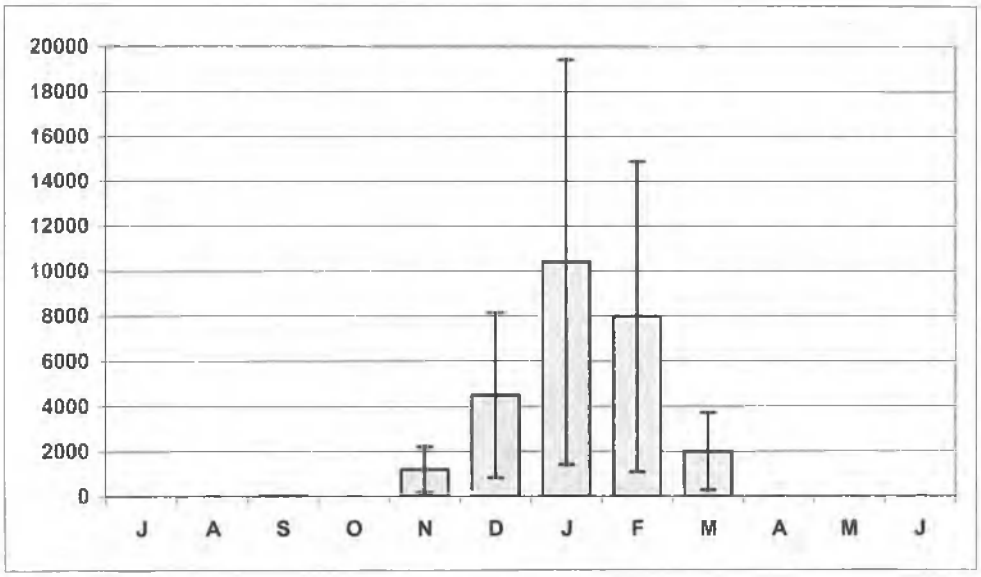


Figuur 14.16 - Evolutie van het aantal vogeldagen van Zilverplevier per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04

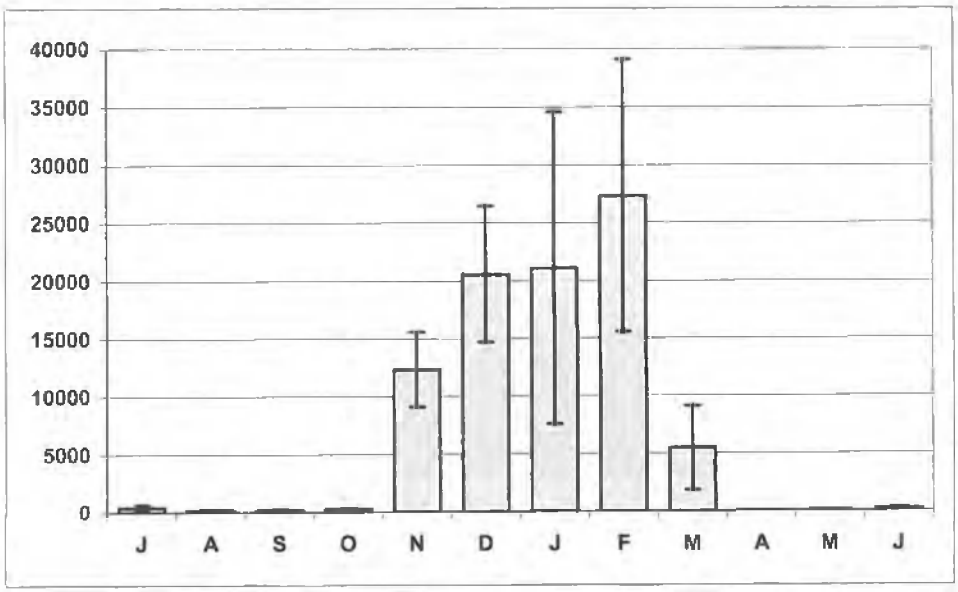
14.1.4.6 Goudplevier en kievit

Goudplevieren worden bijna uitsluitend in de periode november tot maart waargenomen. Deze steltloper is pas het laatste seizoen 2003/04 een vaste pleisteraar geworden in het gebied. In januari en februari lagen de maximale aantallen tussen 1.300 en 1.400 exemplaren. De soort kwam meestal in het gezelschap van grote groepen kieviten voor. Het maximumaantal kieviten bedroeg 2.850 individuen in februari 2004.
Zowel goudplevier als kievit zijn soorten die ook vrij talrijk voorkomt in het achterliggende binnenland en er was een duidelijke uitwisseling merkbaar tussen polders en IJzermonding.

Beide soorten waren vóór 2001 zeldzame pleisteraars aan de IJzermonding. Van de goudplevier zijn uit die periode slechts enkele waarnemingen van een klein aantal individuen (< 5 individuen) bekend. Kieviten werden iets regelmatiger gezien maar het ging nooit om meer dan enkele tientallen exemplaren. De sterke toename van deze steltlopersoorten is één van de opvallendste fenomenen sinds de start van het natuurherstelproject.



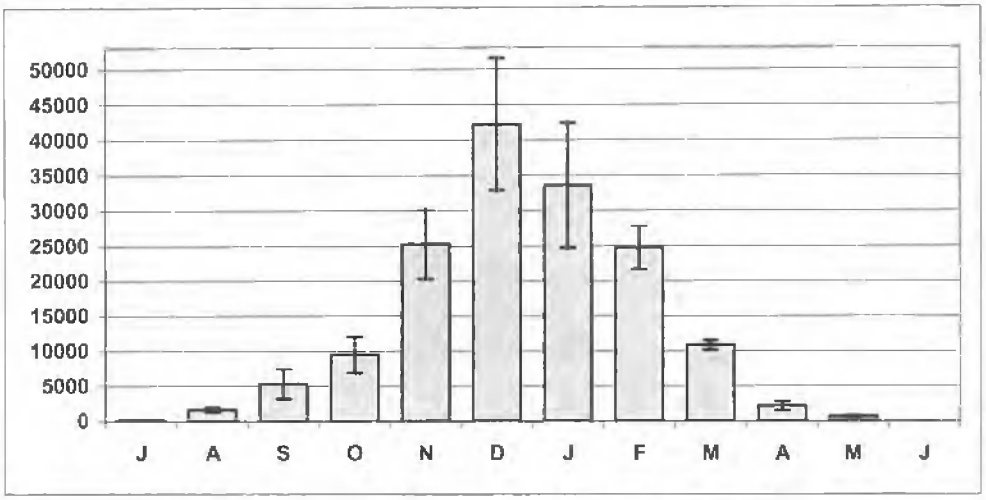
Figuur 14.17 - Seizoenaal aantalverloop van de goudplevier, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.



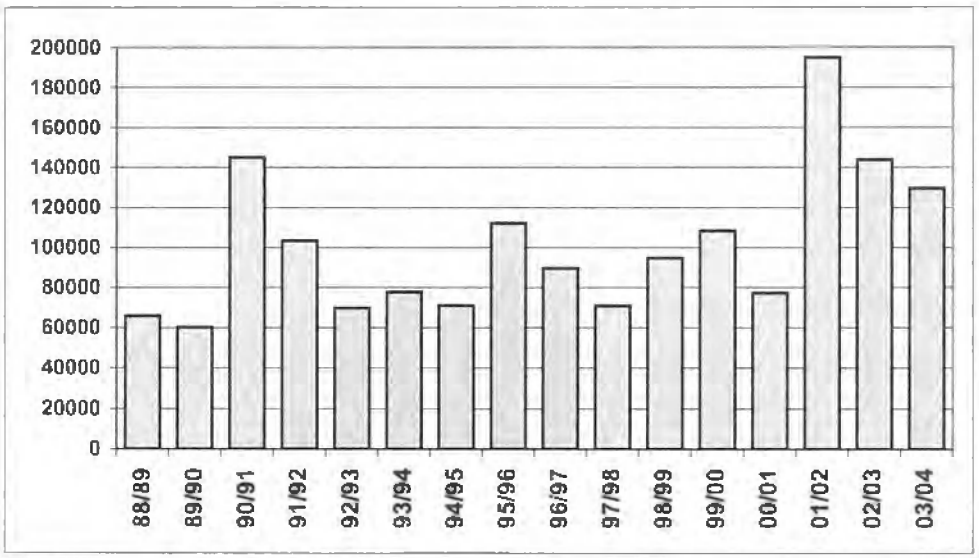
Figuur 14.18 - Seizoenaal aantalverloop van de kievit, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.

14.1.4.7 Bonte strandloper

Goed voor 22 % van het totaal aantal vogeldagen is de bonte strandloper één van de belangrijkste watervogelsoorten aan de IJzermonding. De soort vertoont een typisch overwinteringspatroon met een geleidelijke toename in de loop van het najaar en een piek in de periode december-januari (fig. 14.19). De wintermaxima tijdens de drie laatste seizoenen situeerden zich meestal tussen 1.500 en 2.000 individuen.
De lange termijntrend van het aantal vogeldagen toont vrij grote jaarlijkse fluctuaties (fig. 14.20). Opvallend is de grote piek tijdens het seizoen 2001-2002 nadat de eerste fasen van het natuurherstelproject waren gerealiseerd. Ondanks de terugval in de daaropvolgende seizoenen, ligt het aantal vogeldagen nog steeds hoger dan in de jaren '90.



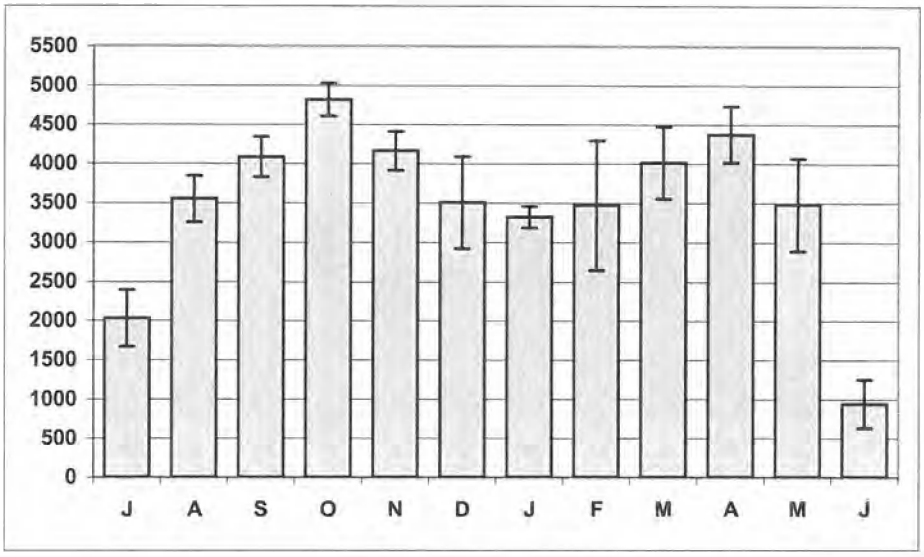
Figuur 14.19 - Seizoenaal aantalverloop van de bonte strandloper, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.



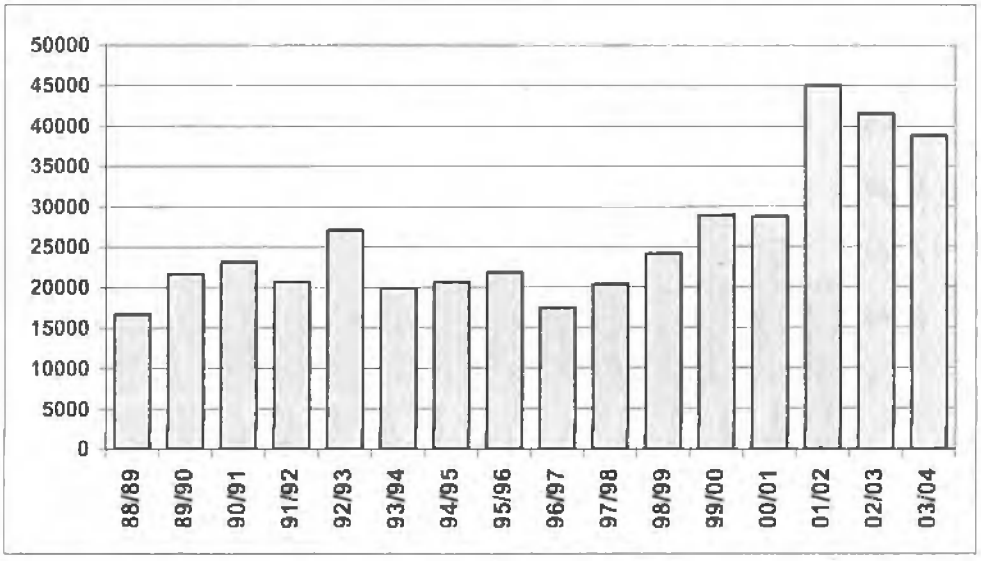
Figuur 14.20 - Evolutie van het aantal vogeldagen van bonte strandloper per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04.

14.1.4.8 Tureluur

Met uitzondering van de maanden juni en juli is de tureluur het hele jaar door in vrij grote aantallen aanwezig aan de IJzermonding. Het seizoenaal patroon toont een duidelijk herkenbare najaars- en voorjaarspiek (resp. in oktober en april). De seizoensmaxima situeren zich vaak tussen 200 en 250 individuen.
De lange termijntrend van het aantal vogeldagen vertoont een opvallende stijging in het seizoen 2001/02. Ondanks een lichte terugval in de 2 daaropvolgende seizoenen blijft het aantal vogeldagen merkelijk hoger dan in de jaren '90.



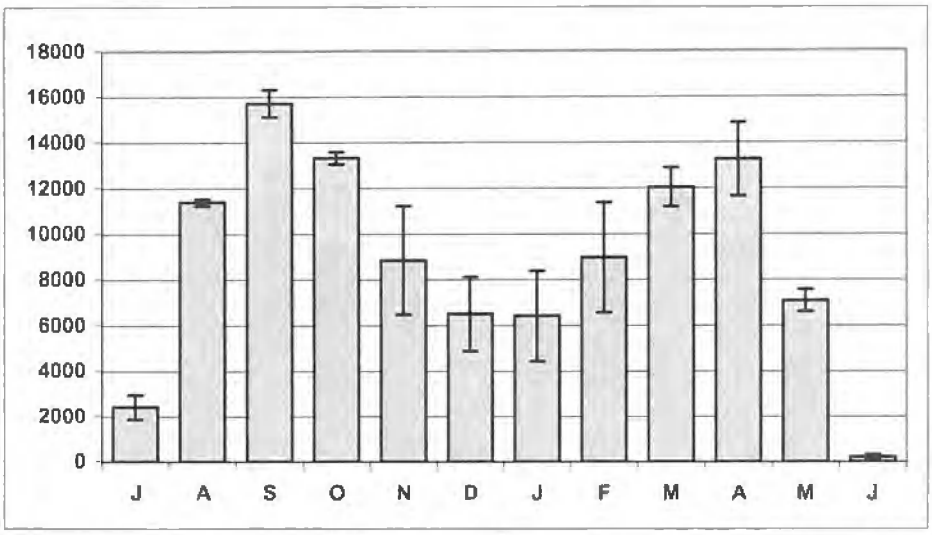
Figuur 14.21 - Seizoenaal aantalverloop van de tureluur, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.



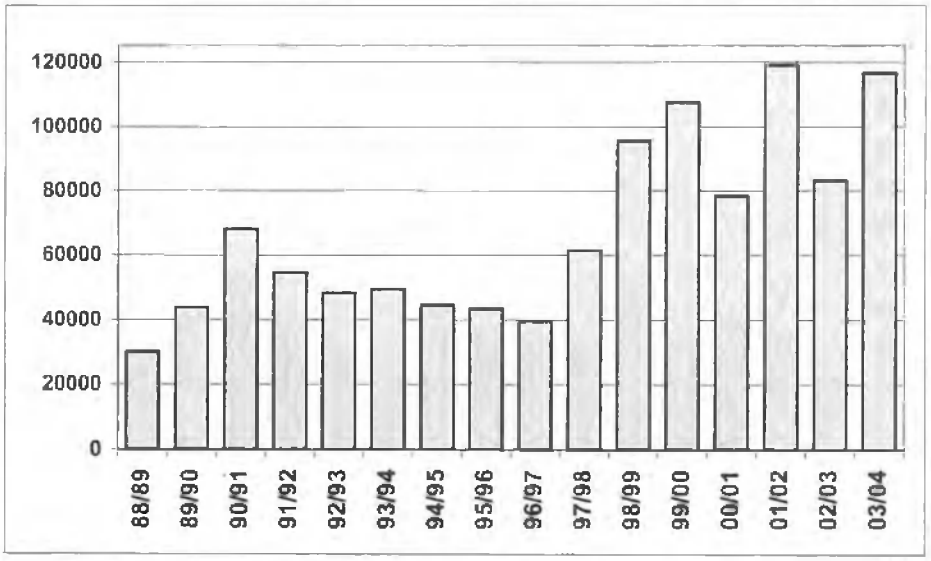
Figuur 14.22 - Evolutie van het aantal vogeldagen van tureluur per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04

14.1.4.9 Steenloper

Het aantal steenlopers kent doorgaans een zeer snelle toename in de loop van augustus met een najaarspiek in september (500 tot meer dan 700 individuen). Daarna nemen de aantallen terug af tot een lager niveau in december-januari. In april bereikt de voorjaarstrek een hoogtepunt en kunnen de aantallen opnieuw oplopen tot ver boven de 500 vogels.
Het aantal vogeldagen kende een duidelijke stijging sinds het seizoen 1998/99 hoewel soms sterke jaarlijkse schommelingen optreden.



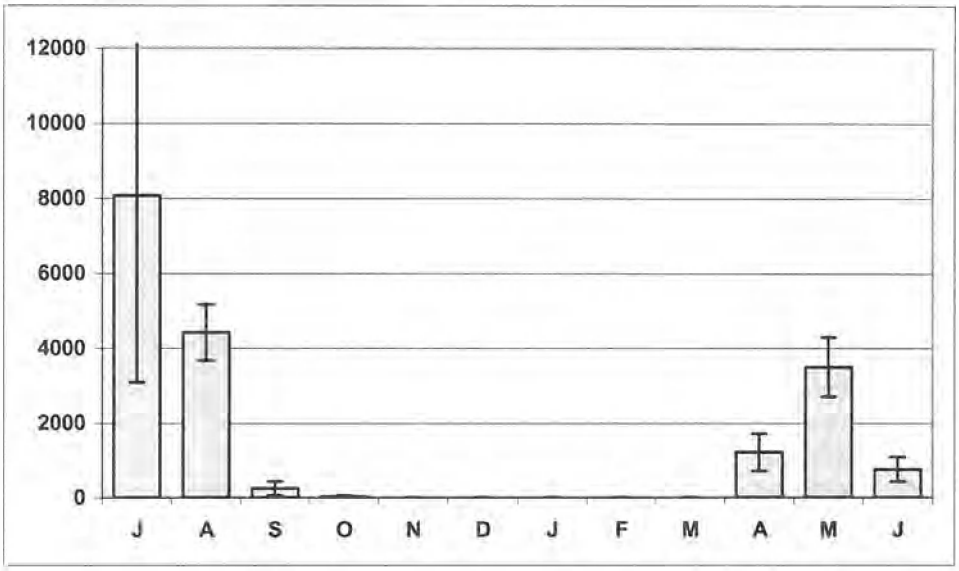
Figuur 14.23 - Seizoenaal aantalverloop van de steenloper, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.



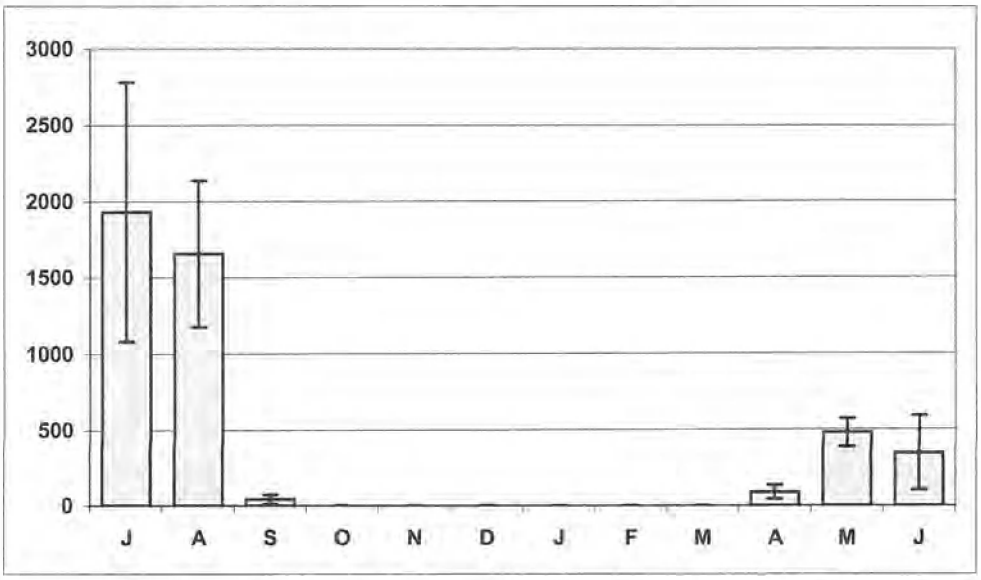
Figuur 14.24 - Evolutie van het aantal vogeldagen van steenloper per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04

14.1.4.10 Sterns

De aanwezigheid van pleisterende sterns aan de IJzermonding kent een hoogtepunt in de periode juli-augustus en vertoont een iets minder opvallende voorjaarspiek in april-juni. Het aantal visdieven loopt regelmatig op tot 300 à 400 individuen met een uitschieter van ruim 700 in juli 2002. De grote stern is doorgaans minder talrijk (< 100 individuen) met uitzondering van de periode juli-augustus 2003 toen tot 425 individuen werden geteld.
Sterns werden vóór 2001 slechts zeer sporadisch meegeteld. Toch kunnen we stellen dat het aantal pleisterende sterns aan de IJzermonding zeer sterk is gestegen sinds de start van het natuurherstelproject. Grote sterns werden vroeger nauwelijks waargenomen in het gebied en het aantal visdieven steeg zelden boven de 100 à 150 individuen uit.



Figuur 14.25 - Seizoenaal aantalverloop van de visdief, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.



Figuur 14.26 - Seizoenaal aantalverloop van de grote stern, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04.

14.1.5 Vergelijking vóór en na het natuurherstelproject

Van zes typisch kustgebonden steltlopersoorten, waar we voldoende gegevens over hadden, werd het aantal vogeldagen van de periode net vóór en na het natuurherstelproject met elkaar vergeleken (tabel 14.4). We zien duidelijk dat alle onderzochte soorten erop zijn vooruitgegaan. bontbekplevier, bonte strandloper en tureluur kenden zelfs een toename van meer dan 50 %. Gezien de korte periode van onderzoek, waarbij drie seizoenen voor en drie seizoenen na het natuurherstelplan werden vergeleken, mogen we echter nog geen verregaande conclusies trekken uit dit resultaat. Bij heel wat soorten komen immers vrij aanzienlijke jaarlijkse schommelingen voor in de aantallen die niet noodzakelijk samenhangen met plaatselijke omgevingsfactoren. Alleen een doorlopende monitoring in de komende jaren kan een beter inzicht verschaffen in de gevolgen van het natuurherstelproject op de aanwezige vogelpopulaties. De voorlopige resultaten in Tabel 14.4 kunnen echter als een eerste indicatie gezien worden dat de natuurherstelmaatregelen positieve resultaten opleveren.

Tabel 14.4 -Verschil tussen het aantal vogeldagen van zes soorten steltlopers vóór en tijdens/na het natuurherstelproject aan de IJzermonding te Nieuwpoort. Voor elke soort wordt voor zowel de periode voor het project (1998/99-2000/01) als na het project het aantal vogeldagen (en standaarddeviatie) per seizoen gegeven, evenals de procentuele toe- of afname tussen beide perioden.

	Aantal vogeldagen				
	1998/99 – 2000/01		2001/02 – 2003/04		**% verschil**
	x	*sd*	x	*Sd*	
Scholekster	177942	*22523*	197999	*12520*	**+ 11,3**
Bontbekplevier	6712	*1143*	10596	*761*	**+ 57,9**
Zilverplevier	15737	*1414*	17931	*326*	**+ 13,9**
Bonte strandloper	93402	*15502*	156029	*17189*	**+ 67,1**
Tureluur	27254	*2706*	41756	*1543*	**+ 53,2**
Steenloper	93864	*14742*	106177	*10040*	**+ 13,1**

14.1.6 Aantallen en verspreiding binnen de IJzermonding in relatie tot getij

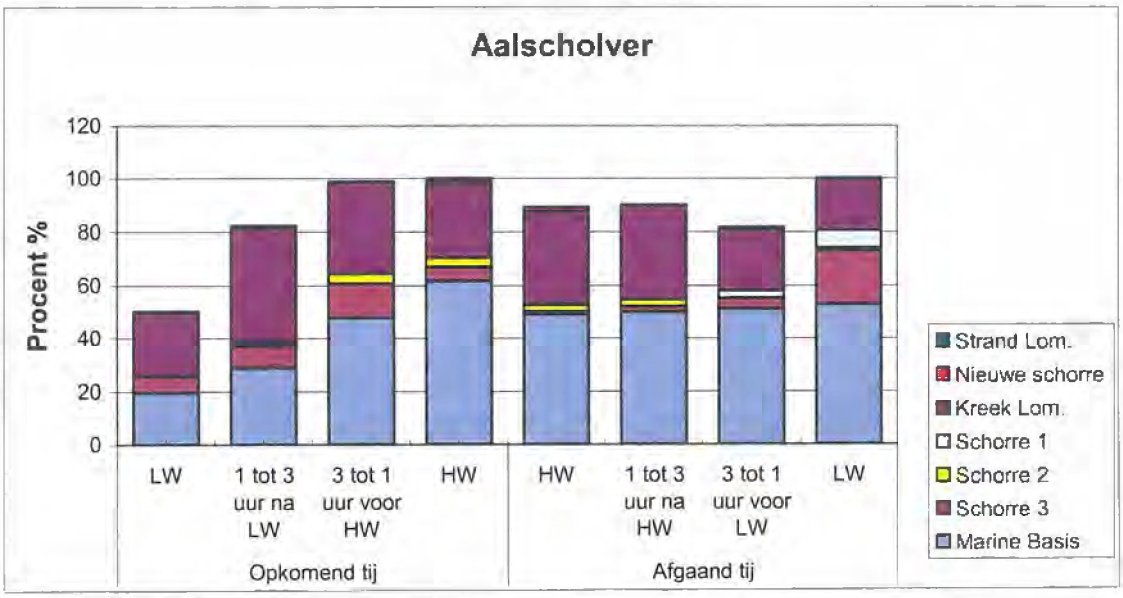
14.1.6.1 Algemeen

Zowel de aantallen als de verspreiding van watervogels aan de IJzermonding variëren sterk in relatie tot het getij. Deze veranderingen worden in dit luik nader toegelicht. Op basis van de verzamelde gegevens zijn we tevens in staat om voor alle soorten een globaal beeld te geven van de belangrijkste foerageergebieden en de ligging van de meest gebruikte hoogwatervluchtplaatsen. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat voor een vergelijking tussen de verschillende deelgebieden geen correctie kon gebeuren voor de verschillende oppervlaktes wegens het niet beschikbaar zijn van cijfergegevens van het areaal schorren en slikken. Hierdoor waren we niet in de mogelijkheid om met densiteiten (aantal vogels / ha) te werken. Voor de situering van de deelgebieden verwijzen we naar fig. 14.1.

14.1.6.2 Soortbespreking

Aalscholver

We zien geen duidelijk patroon als we het aantalverloop bekijken van aalscholvers. Bij opkomend tij nam het aantal aalscholvers toe naarmate men dichter komt bij hoogwater, maar bij afgaand tij ontbreekt een dergelijk verloop. De aantallen bij afgaand tij lagen steeds vrij hoog (> 80 %) en de hoogste aantallen vonden we bij laagwater (fig. 14.27).



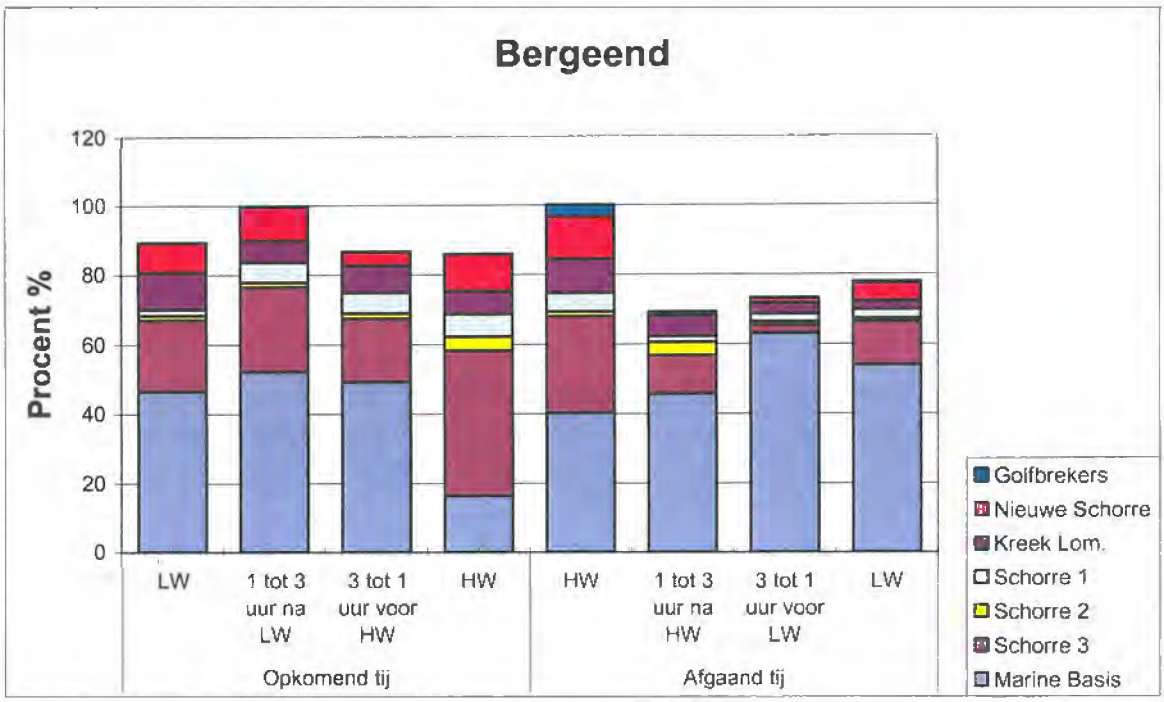
Figuur 14.27 - Aantallen en verspreiding van aalscholvers in relatie tot het getij

De verspreiding van de aalscholver toont wel een sterke voorkeur voor bepaalde deelgebieden. Over de hele tijcyclus pleisterden aalscholvers het liefst op de oude marinebasis, waar ze op de klei en slikplaten rustten, en op de staketsels bij de Kreek Lombardsijde. Veel kleinere aantallen waren te vinden op schor 3, schor 2 en schor 1 (fig. 14.27).

Bergeend

De aantallen van de bergeend vertoonden niet echt een vast patroon in relatie tot het getij. Bij opkomend tij vonden we de hoogste aantallen 1 tot 3 uur na laagwater, terwijl we bij afgaand tij de grootste aantallen vonden bij hoogwater. Aangezien bergeenden niet of nauwelijks op het strand worden aangetroffen, is er wellicht een uitwisseling met het binnenland (plassen en polders in de omgeving van Nieuwpoort).

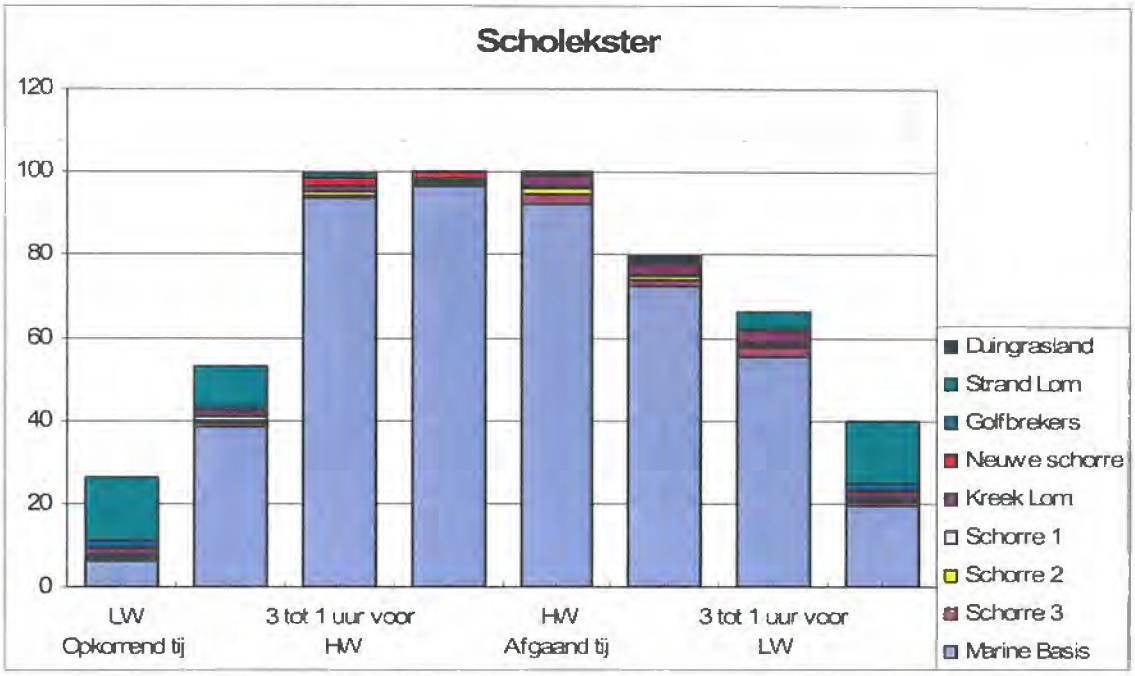
De voorkeur van bergeenden voor bepaalde gebieden valt wel duidelijk af te lezen op de grafiek. De grootste aantallen bij laagwater waren te vinden op de oude marinebasis en schor 3. Bij opkomend tij zien we nauwelijks veranderingen, behalve bij hoogwater. Dan zien we een gedeeltelijke verschuiving van de oude marinebasis naar schor 3 toe. Bij afgaand tij zien we weer een verschuiving naar de oude marinebasis toe, waarna een deel van de vogels zich weer geleidelijk verplaatst naar schor 3 (fig. 14.28).



Figuur 14.28 - Aantallen en verspreiding van bergeend in relatie tot het getij

Scholekster

De grootste aantallen scholeksters aan de IJzermonding waren te vinden bij hoogwater. We zien ook dat scholeksters reeds vroeg aankwamen op de hoogwatervluchtplaats. Drie uur voor hoogwater waren immers alle scholeksters aanwezig in het gebied. Na hoogwater zien we een geleidelijke vermindering van de aantallen tot laagwater. Bij laagwater was gemiddeld minder dan 20 % van de scholeksters nog aanwezig aan de IJzermonding zelf.
De scholeksters vertoonden gedurende de volledige tijcyclus duidelijk een voorkeur voor de oude marinebasis. De andere schorn en slikken werden in mindere mate bezocht (fig. 14.29).

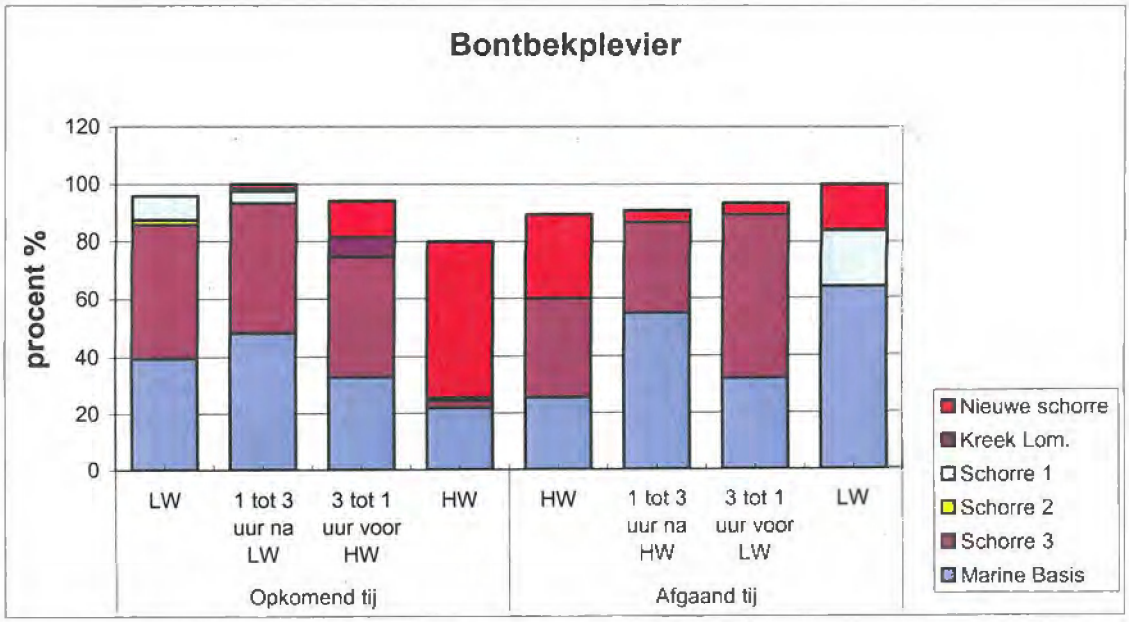


Figuur 14.29 - Aantallen en verspreiding van scholeksters in relatie tot het getij

Bontbekplevier

Bij opkomend tij telde men de meeste bontbekplevieren 1 tot 3 uur na laagwater. Zowel de telling ervoor als de telling erna gaven vergelijkbare aantallen (>90 %). Bij hoogwater echter telde men amper 80 % ten opzichte van het maximum. Bij afgaand tij waren de aantallen vrij gelijklopend, met een maximum bij laagwater. De andere tellingen gaven echter meer dan 90 % ten opzichte van dat maximum. Men kan dus stellen dat de bontbekplevier de IJzermonding nauwelijks verlaat in de loop van de tijcyclus. De lagere aantallen tijdens en rond hoogwater zijn waarschijnlijk te wijten aan ondertellingen. Een klein groepje bontbekplevieren op een hoogwatervluchtplaats is immers vaak bijzonder onopvallend.

Bij opkomend tij bezochten de bontbekplevieren tijdens de eerste drie tellingen vooral de oude marinebasis en schor 3. Echter bij hoogwater zien we plots een verschuiving naar het nieuwe schor toe. Bij afgaand tij zien we dat het nieuwe schor vrijwel onmiddellijk weer werd verlaten en waren de grootste aantallen terug te vinden op de oude marinebasis en de Kreek Lombardsijde. Bij laagwater waren bontbekplevieren soms te vinden op schor 1 of op het nieuwe schor (fig. 14.30).

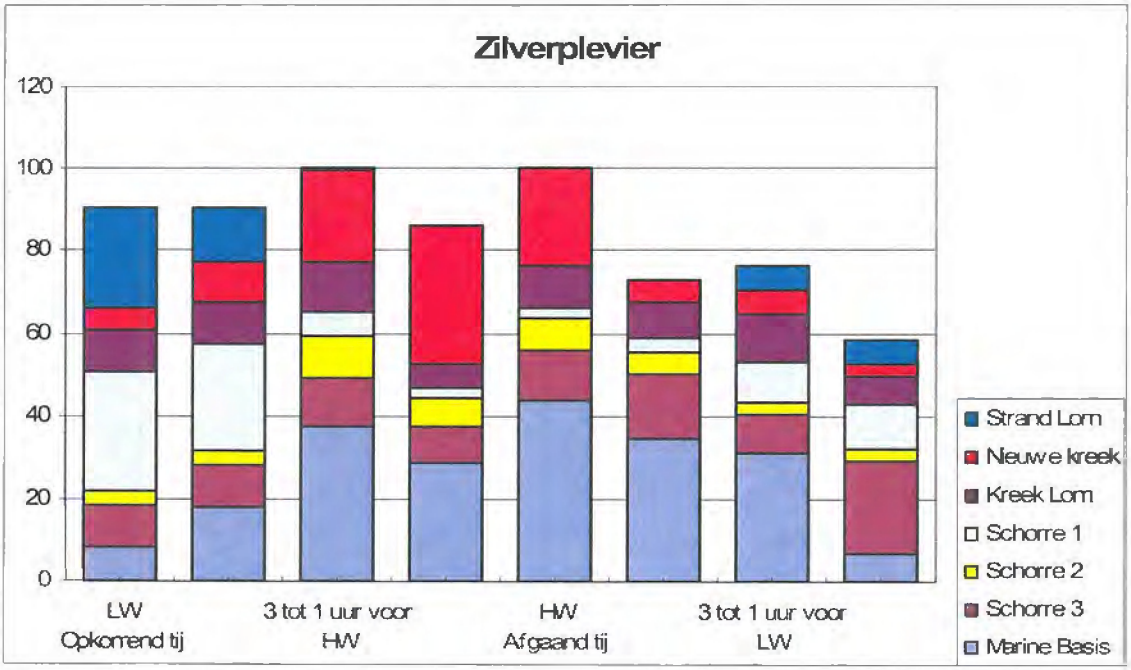


Figuur 14.30 - Aantallen en verspreiding van bontbekplevier in relatie tot het getij

Zilverplevier

We zien dat bij opkomend tij de meeste zilverplevieren reeds 3 uur voor hoogwater aanwezig waren aan de IJzermonding. De lagere aantallen bij hoogwater zijn waarschijnlijk te wijten aan telfouten, en het feit dat ze zich mogelijk verplaatsten naar een hoogwatervluchtplaats op het strand van Westende. Bij afgaand tij zien we dat een deel zilverplevieren de IJzermonding reeds verlieten 1 uur na hoogwater.

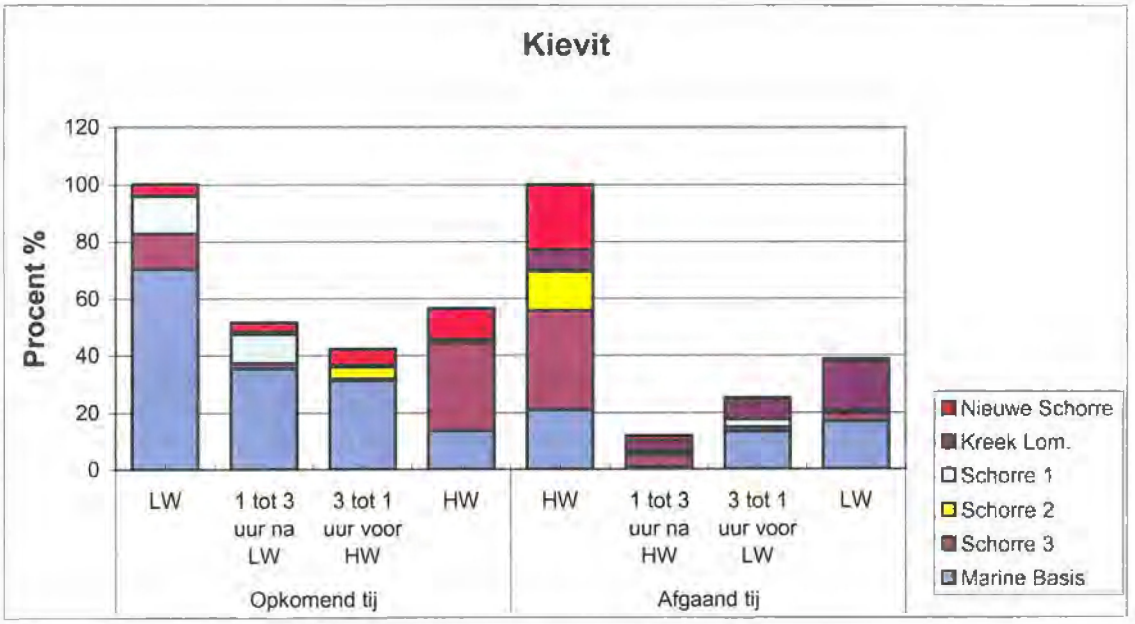
De oude marinebasis geniet de grootste voorkeur als pleisterplaats bij hoogwater. Ook het nieuwe schor is dan in trek. Beide plaatsen worden bij laagwater veel minder gebruikt. Ook schor 2 vertoont een gelijkaardig patroon, maar dit deelgebied herbergt echter nooit grote aantallen. schor 1 en het strand van Lombardsijde zijn daarentegen in trek bij laagwater, terwijl deze plaatsen gemeden worden bij hoogwater. De Kreek van Lombardsijde herbergt over de hele tijcyclus ongeveer evenveel zilverplevieren (fig. 14.31).



Figuur 14.31 - Aantallen verspreiding van zilverplevier in relatie tot het getij

Kievit

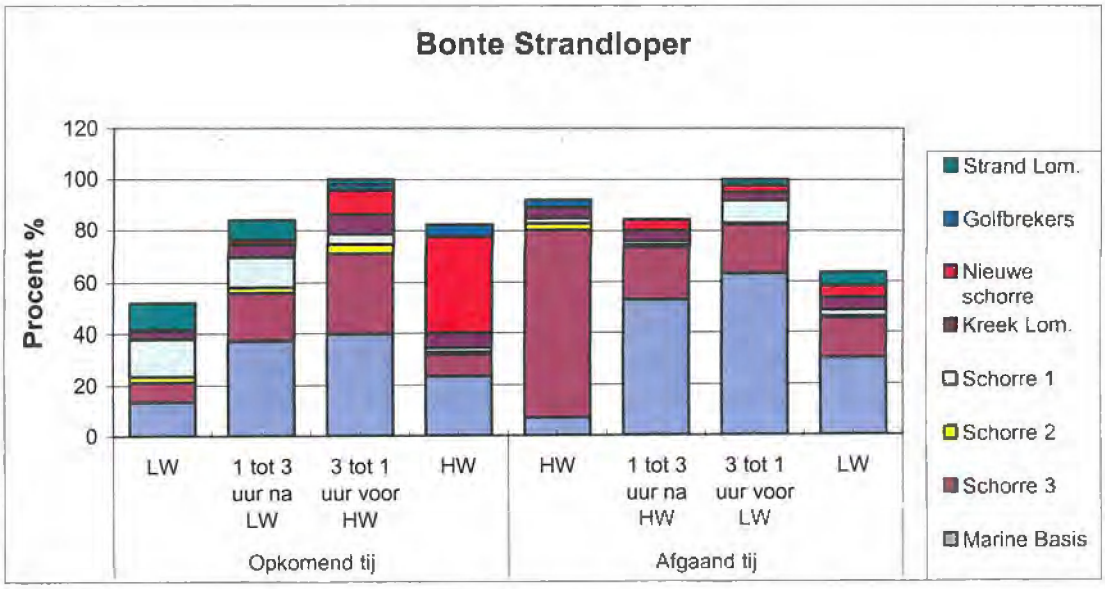
De aantallen van de kievit staan duidelijk niet in relatie tot het getij, maar vertonen wel een dag- en nachtritme. Ook is er een grote uitwisseling met de omliggende polders. De grote aantallen bij de eerste tellingen van zowel opkomend en afgaand tij hebben te maken met het feit dat de tellingen steeds 's morgens vroeg startten. Kieviten gebruiken de IJzermonding immers als nachtelijke slaapplaats. De stijging naar het einde van de tellingen toe, zowel bij opkomend- als afgaand tij hebben dan weer te maken met het feit dat tegen de avond het aantal kieviten weer toeneemt om te komen slapen. De meeste kieviten komen echter maar 's nachts toe.
We zien dat bij laagwater kieviten vooral een voorkeur hadden voor de Kreek van Lombardsijde en de oude marinebasis. Bij hoogwater zien we dan weer een voorkeur voor schor 3 en voor het nieuwe schor (fig. 14.32).



Figuur 14.32 - Aantallen en verspreiding van kievit in relatie tot het getij

Bonte strandloper

Het grootste deel van de tijcyclus bracht deze soort door binnen de IJzermonding. Enkel bij laagwater verliet een aanzienlijk deel van de bonte strandlopers het gebied. Opmerkelijk is dat de aantallen bij hoogwater lager waren dan de aantallen bij opkomend of afgaand tij. Dit is mogelijk het gevolg van telfouten of door verplaatsingen naar andere hoogwatervluchtplaatsen buiten het studiegebied (soms op het strand tussen Lombardsijde en Westende).
De voorkeur voor de meeste bonte strandlopers gaat uit naar de oude marinebasis en schor 3. Bij hoogwater bij opkomend tij zijn er eveneens veel bonte strandlopers te vinden in het nieuwe schor. Er dient wel vermeld te worden dat de meeste bonte strandlopers bij hoogwater pleisterden op de grens tussen schor 3 en het nieuwe schor en het soms moeilijk was een onderscheid te maken tussen deze twee gebieden. Bij hoogwater zien we dat een klein deel bleef pleisteren op de golfbrekers, vaak samen met steenlopers. Dit werd vooral vastgesteld in de winter. schor 1 en Kreek Lombardsijde werden enkel gebruikt van 3 uur voor laagwater tot 3 uur na laagwater (fig. 14.33).



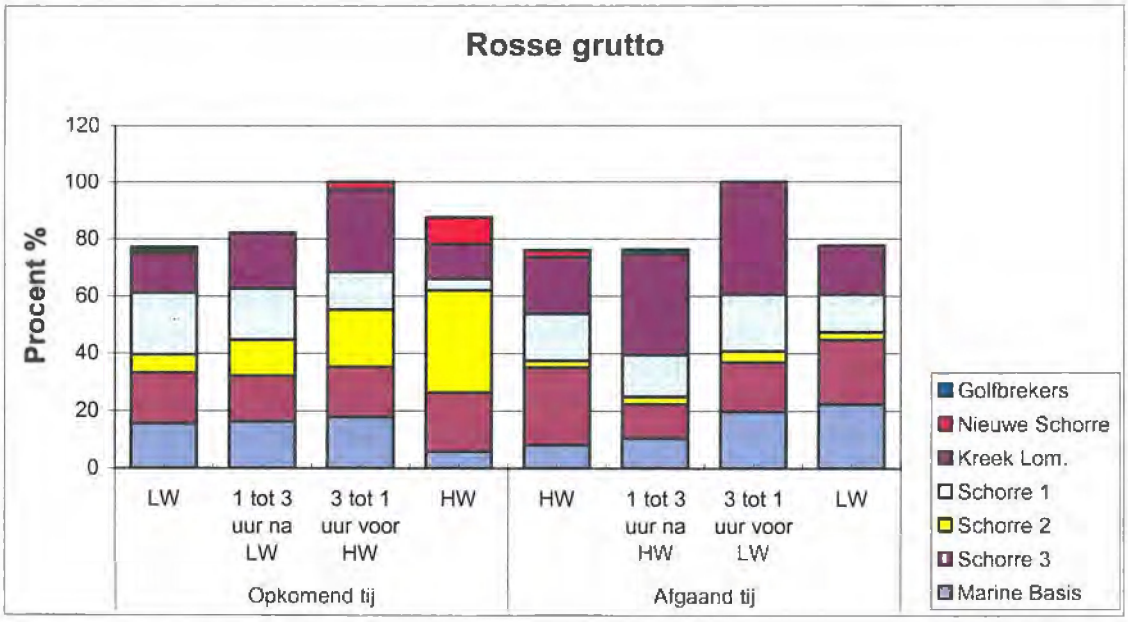
Figuur 14.33 - Aantallen en verspreiding van bonte strandlopers in relatie tot het getij

Rosse grutto

Deze soort bleef het grootste deel van de tijcyclus aan de IJzermonding. Opvallend is dat de aantallen bij hoogwater lager zijn dan tijdens opkomend en afgaand tij. Bij deze nochtans opvallende soort werd nooit gezien dat ze de IJzermonding verlieten. Bij hoogwater werden wel regelmatig rosse grutto's waargenomen tussen de schorvegetatie van schor 1 en Kreek Lombardsijde. Deze waren moeilijk te zien, en mogelijk ligt daar de oorzaak van de telfouten.

De aantallen op de oude marinebasis zijn lager naarmate men verder van het laagwater is verwijderd. schor 3 en schor 1 vertonen over de hele cyclus ongeveer dezelfde aantallen. De Nieuwe schor wordt enkel maar gebruikt bij hoogwater.

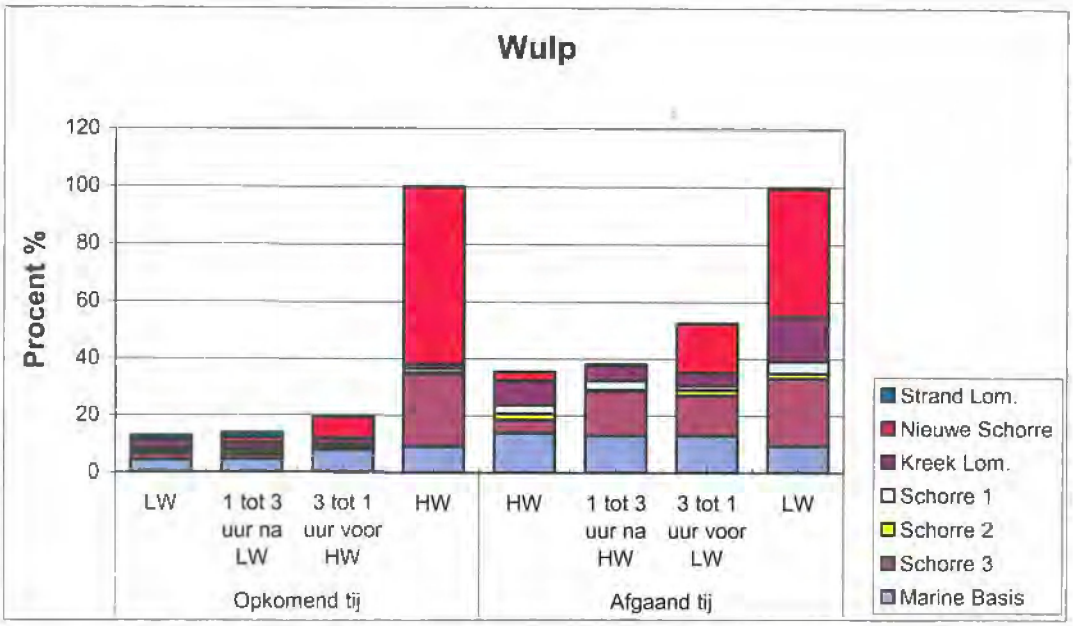
Bij opkomend tij nemen de aantallen op schor 2 toe naarmate hoogwater vordert, terwijl bij afgaand tij de aantallen in de Kreek van Lombardsijde een maximum bereiken tussen laag- en hoogwater (fig. 14.34).



Figuur 14.34 - Aantallen en verspreiding van rosse grutto in relatie tot het getij

Wulp

Net zoals de kievit vertoont de wulp eerder een dag- nachtritme dan een tijritme. In tegenstelling tot de kievit bereikte het aantal wulpen een maximum naar het einde van de dag toe. Wulpen kwamen dus eerder toe op hun slaapplaats dan kieviten. Bovendien is het merendeel van de wulpen reeds terug vertrokken tegen de ochtend. Dit verklaart de lage aantallen bij de eerste tellingen bij zowel opkomend als afgaand tij (fig. 14.35).

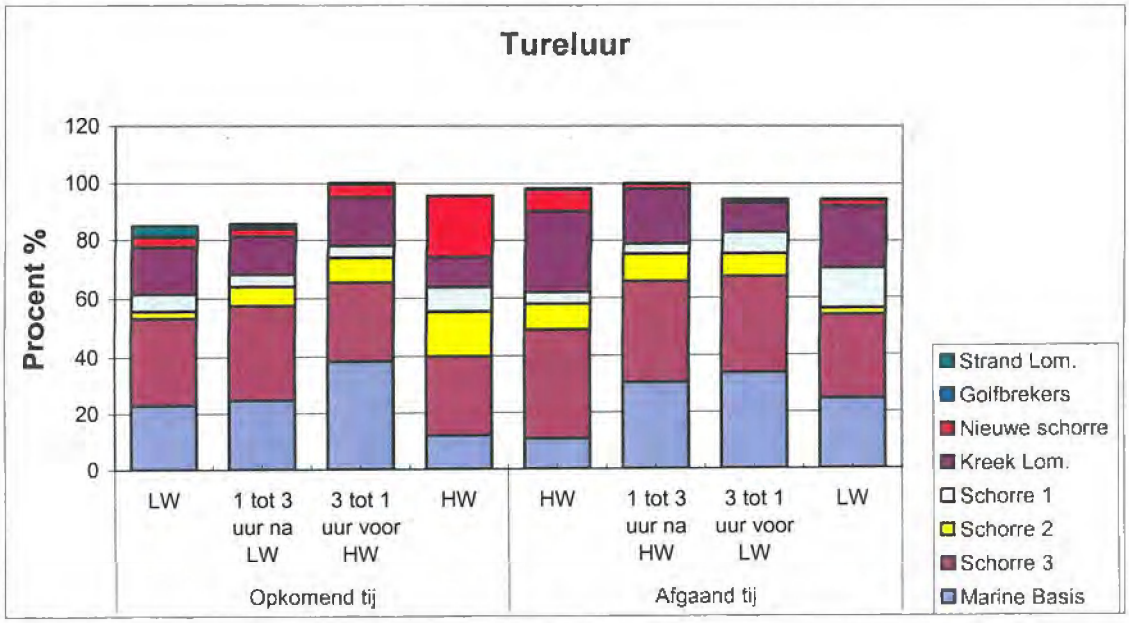


Figuur 14.35 - Aantallen en verspreiding van wulp in relatie tot het getij.

Wulpen die de hele dag aan de IJzermonding bleven, hingen vooral rond in de oude marinebasis. De slaapplaatsen van wulpen afkomstig uit de polders werden echter gevormd op het nieuw schor en schor 3. Andere gebieden waren van minder belang (fig. 14.35).

Tureluur

Van drie uur voor tot drie uur na hoogwater bleven de aantallen vrij constant op het hoogste niveau. Dat de piekaantallen niet bij hoogwater vallen is wellicht het gevolg van kleine telfouten. De vogels zijn dus iets beter te tellen net voor of net na hoogwater. Meer dan 80 % van de tureluurs blijft ook bij laagwater aanwezig aan de IJzermonding.
De vogels kwamen tijdens de volledige tijcyclus vrij verspreid voor over het volledige gebied. Bij hoogwater trad er wel een verschuiving op van de oude marinebasis naar het nieuwe schor. De golfbrekers en het strand van Lombardsijde werden nauwelijks gebruikt (fig. 14.36).

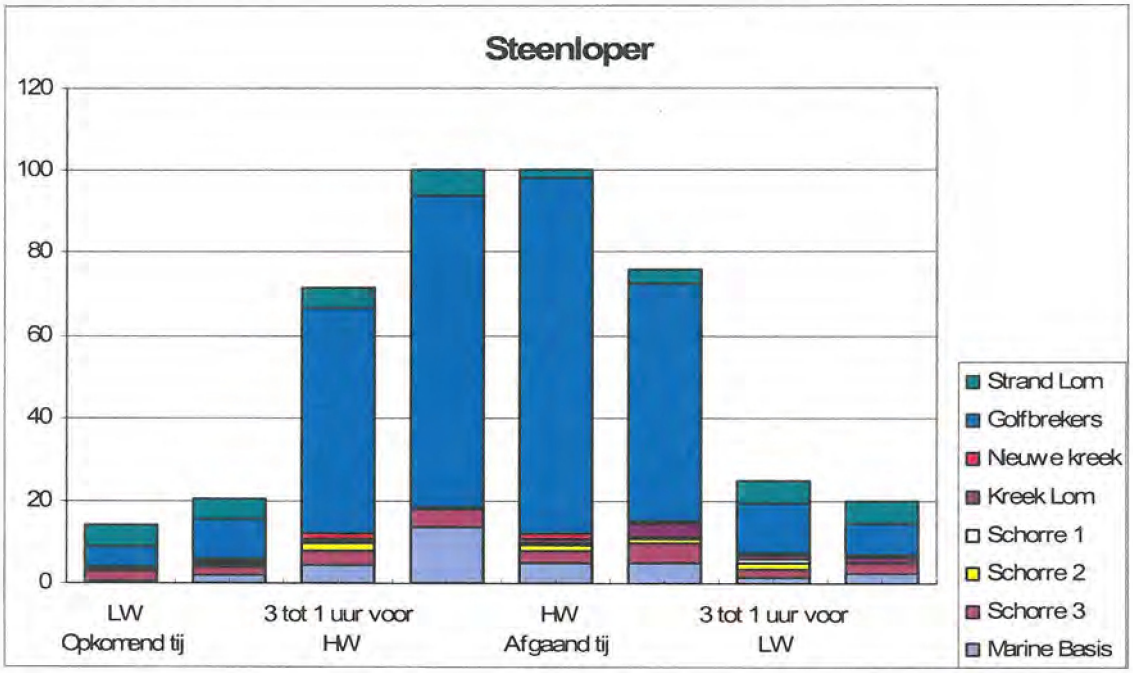


Figuur 14.36 - Aantallen en verspreiding van tureluurs in relatie tot het getij

Steenloper

De IJzermonding fungeert bij deze soort duidelijk als een hoogwatervluchtplaats. De vogels komen reeds toe drie uur voor hoogwater. Na hoogwater verlaten de steenlopers maar geleidelijk het gebied. Van drie uur voor tot drie uur na laagwater is slechts 20% van de populatie nog in de IJzermondig aanwezig.

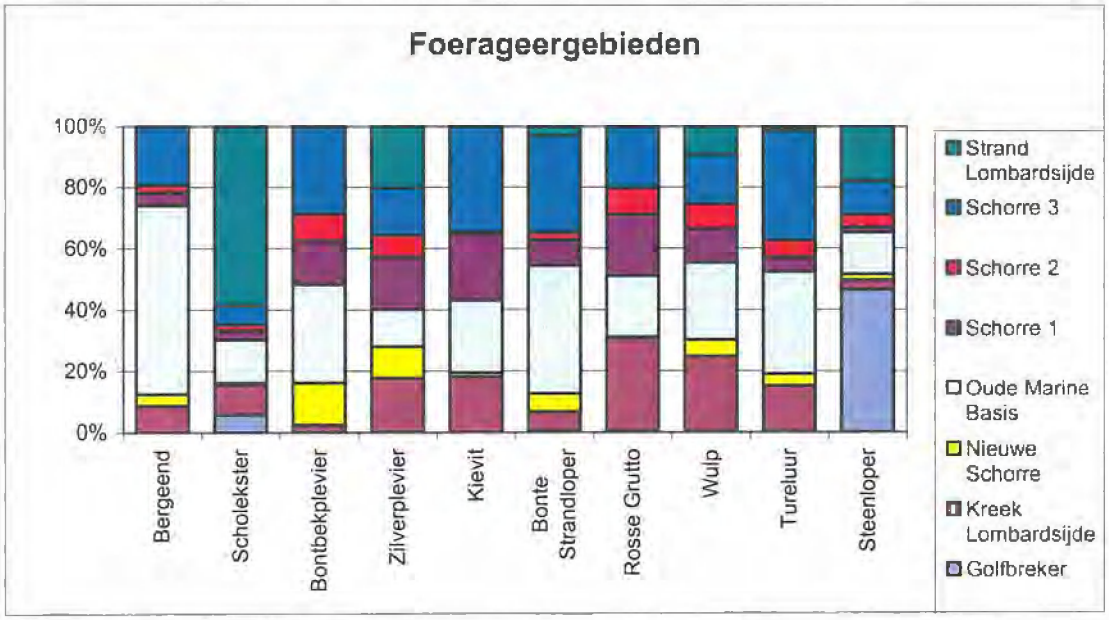
Ook de voorkeur van de steenlopers voor golfbrekers is uitgesproken. Zowel bij hoog- als bij laagwater waren de meeste steenlopers te vinden op de golfbrekers. Kleinere aantallen kwamen ook voor op het strand van Lombardsijde en in de oude marinebasis. De oude marinebasis werd vooral in de zomer gebruikt om te foerageren, terwijl het in de winter bij hoogwater enkel maar werd bezocht wanneer het water heel hoog kwam (fig. 14.37).



Figuur 14.37 - Aantallen en verspreiding van steenloper in relatie tot het getij

14.1.6.3 Situering foerageergebieden

In de bovenstaande soortbespreking werd bij de weergave van de verspreiding geen rekening gehouden met de activiteit van de vogels. Om een beeld te krijgen van de ligging van de belangrijkste foerageer- en daarmee voedselgebieden van de verschillende soorten werden in fig. 14.38 alleen foeragerende vogels in beschouwing genomen. Deze figuur geeft een globaal beeld van het relatieve belang van de foerageergebieden, los van het getij en de periode van het jaar. Soorten met een vrij uitgesproken voorkeur zijn bergeend (oude marinebasis), scholekster (Strand van Lombardsijde) en steenloper (golfbrekers). Bij de meeste andere soorten valt op dat de combinatie van oude marinebasis en schor 3 en Kreek Lombardsijde goed is voor meer dan de helft van het aantal voedselzoekende vogels. Algemeen lijken het verzande schor 2 en het nieuwe schor (pas recent afgegraven) het minst in trek als foerageergebied.

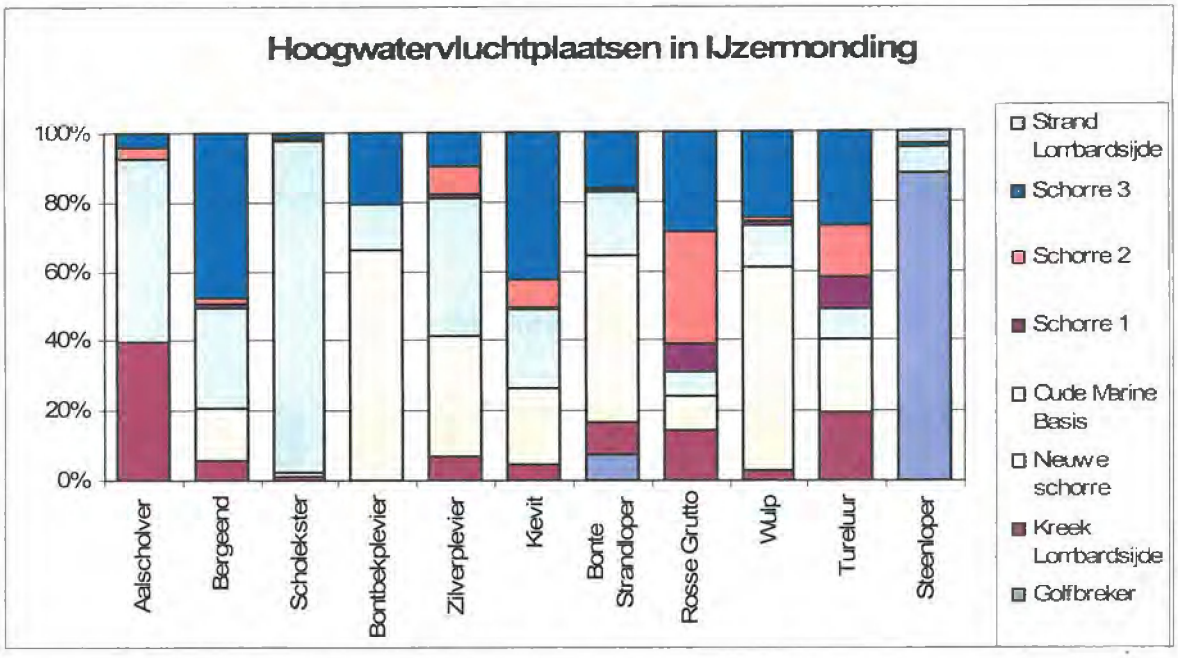


Figuur 14.38 -Relatief belang van de verschillende deelgebieden voor foeragerende watervogels.

14.1.6.4.Situering hoogwatervluchtplaatsen

Bij hoogwater treedt er voor veel wadvogels een periode aan waarin ze noodgedwongen het voedsel zoeken moeten staken omdat de voedselgebieden door hoogwater overspoeld worden. Veel van deze soorten vormen groepjes en gaan gezamenlijk op een rustige plaats gaan rusten, wachtend tot wanneer de voedselrijke slikken weer vrijkomen.
In fig. 14.39 zien we voor de belangrijkste watervogelsoorten uit de IJzermonding het relatief belang weergegeven van de verschillende deelgebieden bij hoogwater. Twee soorten vertoonden heel duidelijk een voorkeur voor een vaste plaats. De hoogwatervluchtplaats van scholekster was steeds te vinden op de oude marinebasis, terwijl deze van steenloper vooral te vinden was op golfbrekers. In zomer en herfst was de hoogwatervluchtplaats van steenloper soms ook te vinden op de oude marinebasis.
De hoogwatervluchtplaatsen van bontbekplevier, bonte strandloper en wulp waren meestal te vinden op het nieuwe schor, met kleinere hoogwatervluchtplaatsen op schor 3 en de oude marinebasis. Bij bonte strandloper merken we ook op dat een deel soms ging "overtijen" op de golfbrekers. Dit werd vooral vastgesteld in de winter.

Tureluur en rosse grutto vertoonden ongeveer dezelfde voorkeur, waarbij schor 3, schor 2, de Kreek van Lombardsijde en het nieuwe schor het vaakst werden gebruikt.
Aalscholvers werden tijdens hoogwater vooral aangetroffen op de oude marinebasis, of op de staketsels bij de Kreek van Lombardsijde. bergeend had een voorkeur voor schor 3, en in mindere mate voor de oude marinebasis en het nieuwe schor. De hoogwatervluchtplaatsen van zilverplevier lagen voornamelijk op de oude marinebasis en het nieuwe schor, terwijl deze voor kievit vooral op schor 3 lag.



Figuur 14.39 - Relatief belang van de verschillende deelgebieden voor watervogels tijdens hoog water.

14.1.7 Activiteit in relatie tot het getij aan de IJzermonding

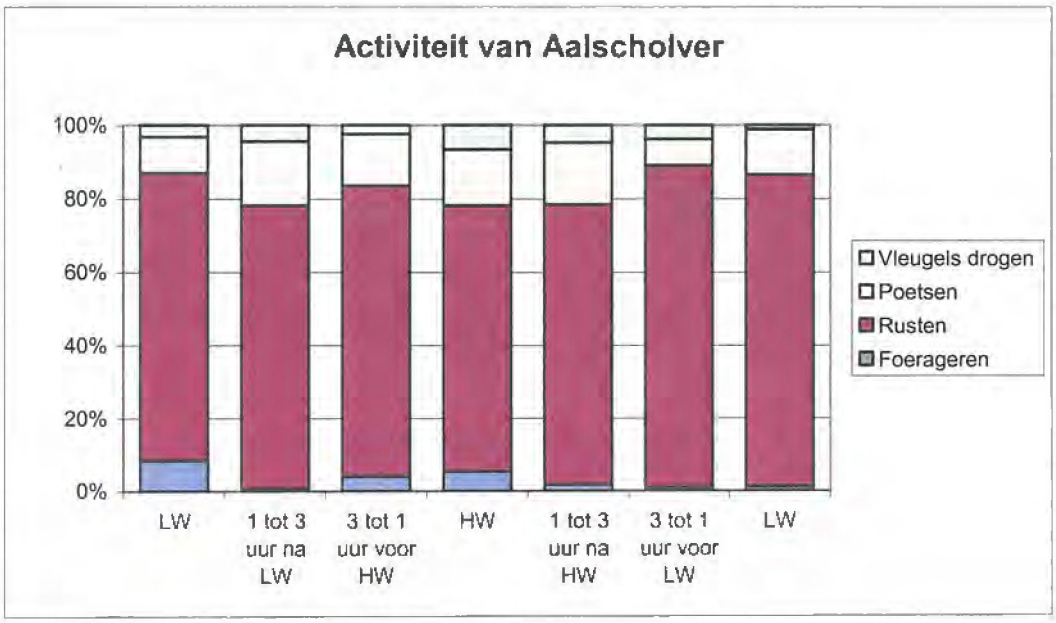
14.1.7.1 Algemeen

Niet alleen de aantallen watervogels aan de IJzermonding variëren naargelang het getij, ook de activiteit van de vogels hangt er nauw mee samen. Voor elke soort worden de belangrijkste activiteiten zoals foerageren, slapen en poetsen in relatie tot het getij beschreven.

14.1.7.2 Soortbespreking

Aalscholver

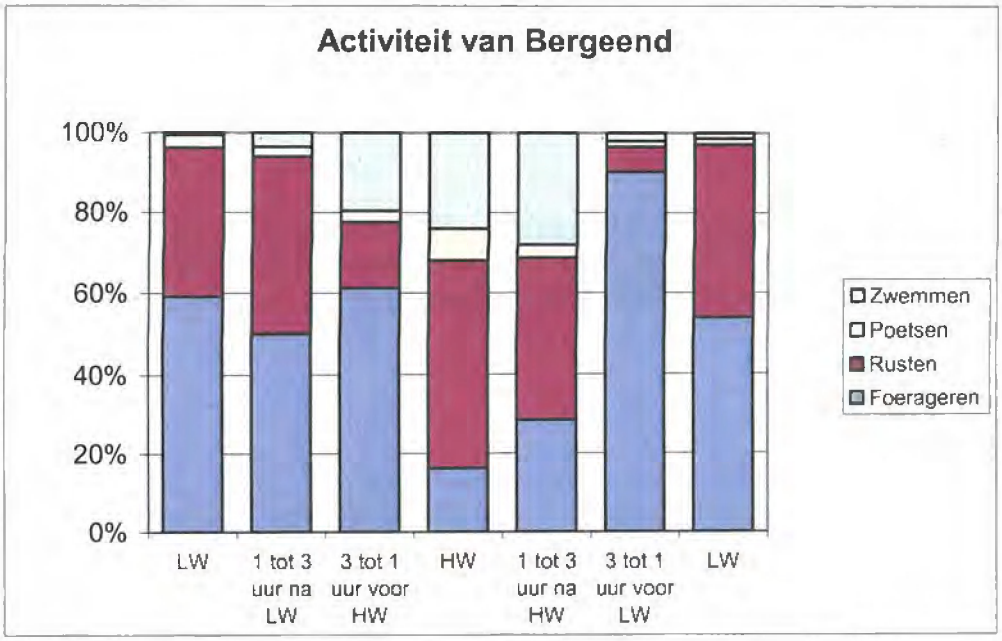
De hele tijcyclus zat ongeveer iets minder dan 80 % van de aalscholvers te rusten. Het aantal foeragerende aalscholvers in de IJzer bleef beperkt en haalde nooit meer dan 9 %. Ook het aantal poetsende aalscholvers bleef ongeveer de hele tijcyclus constant. Vleugels drogen is een activiteit die specifiek is voor aalscholvers. Bij hoogwater werd deze activiteit het meest gedaan: 7% van de aalscholvers hield er zich mee bezig. In de andere periodes werden gelijkaardige percentages gehaald (fig. 14.40).



Figuur 14.40 - Activiteit van aalscholver in relatie tot het getij.

Bergeend

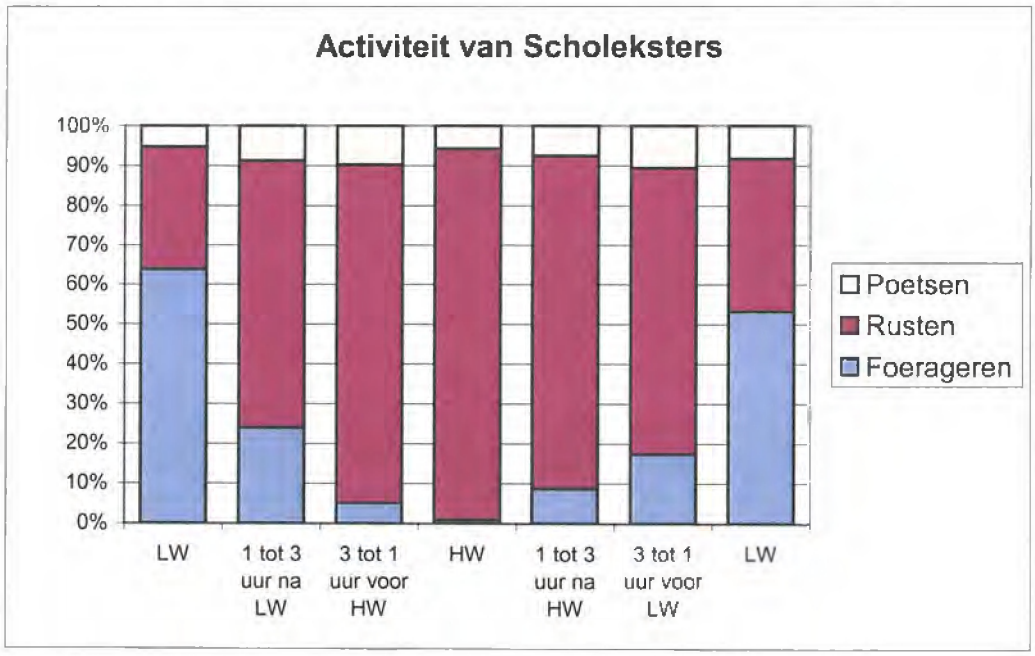
Zwemmen is een activiteit die vooral gedaan werd van drie uur voor hoogwater tot drie uur na hoogwater, op het ogenblik dat de meeste voedselgebieden niet meer bereikbaar zijn. Foerageren werd dan vooral gedaan van 3 uur voor laagwater tot 5 uur na laagwater. Rusten is een activiteit die constant gedaan werd, maar drie tot één uur voor zowel hoog- als laagwater werd wel minder gerust (fig. 14.41).



Figuur 14.41 - Activiteit van bergeend in relatie tot het getij.

Scholekster

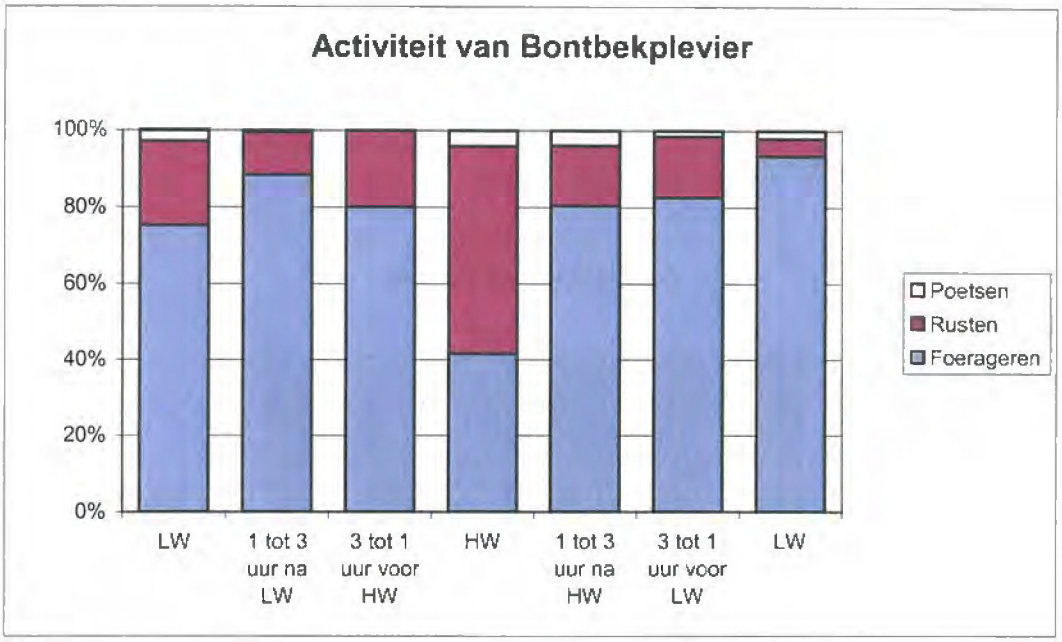
De activiteit van scholeksters is duidelijk gerelateerd aan het getij. In vergelijking met de meeste andere soorten besteden scholeksters slechts een beperkt deel van hun tijd aan foerageren, vooral in een periode van één uur voor tot één uur na laagwater. Van drie uur voor tot drie uur na hoogwater werd er nog nauwelijks naar voedsel gezocht. Het aantal rustende scholeksters was dan weer omgekeerd evenredig met het aantal foeragerende vogels. Bij opkomend tij zat 31 % van de scholeksters te rusten. Dit aantal stijgt tot 93 % bij hoogwater. Na hoogwater dalen de aantallen bij afgaand tij terug tot 38 % bij laagwater. Poetsen deden scholeksters blijkbaar de gehele tijd. Ongeveer 10 % van de aanwezige scholeksters hield zich hiermee bezig (fig. 14.42).



Figuur 14.42 - Activiteit van scholeksters in relatie tot het getij.

Bontbekplevier

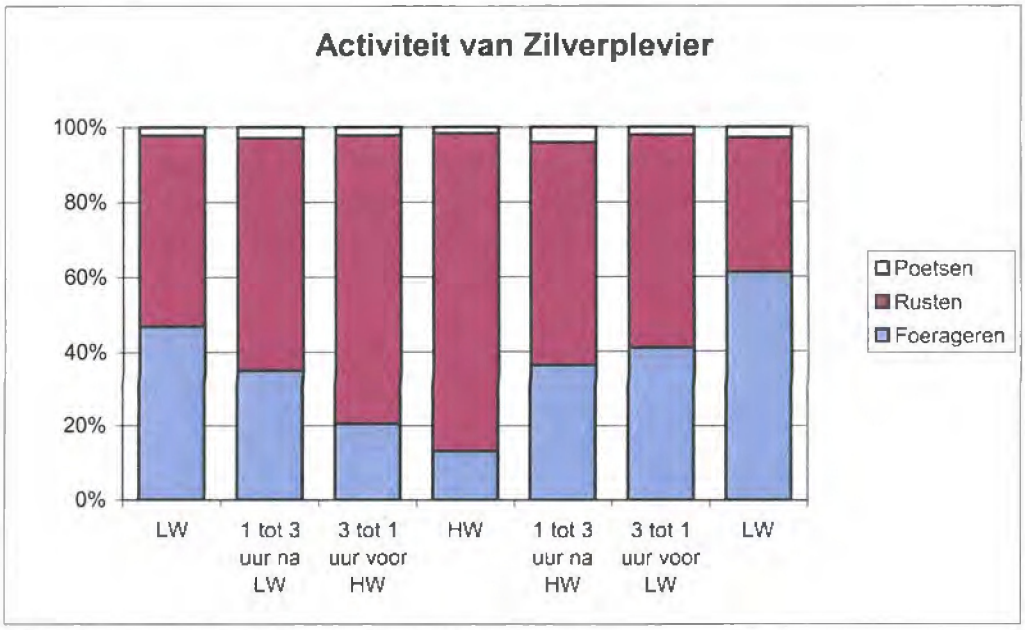
Deze soort besteedt duidelijk veel energie aan foerageren. Enkel bij hoogwater viel het aandeel foeragerende vogels terug tot iets meer dan 40 %, maar dit is nog steeds hoog te noemen. Bontbekplevieren hadden blijkbaar weinig tijd om te rusten. Enkel bij hoogwater zat ongeveer 50 % te rusten. Poetsen was een activiteit die nauwelijks gedaan werd (fig. 14.43).



Figuur 14.43 - Activiteit van bontbekplevier in relatie tot het getij.

Zilverplevier

Eerst en vooral dient opgemerkt te worden dat het bij de Zilverplevier moeilijk vast te stellen is of ze nu rusten of foerageren. Zilverplevieren kunnen immers enkele minuten stilstaan om dan vlug enkele keren wat voedsel op te pikken en dan weer enkele minuten stil te staan.

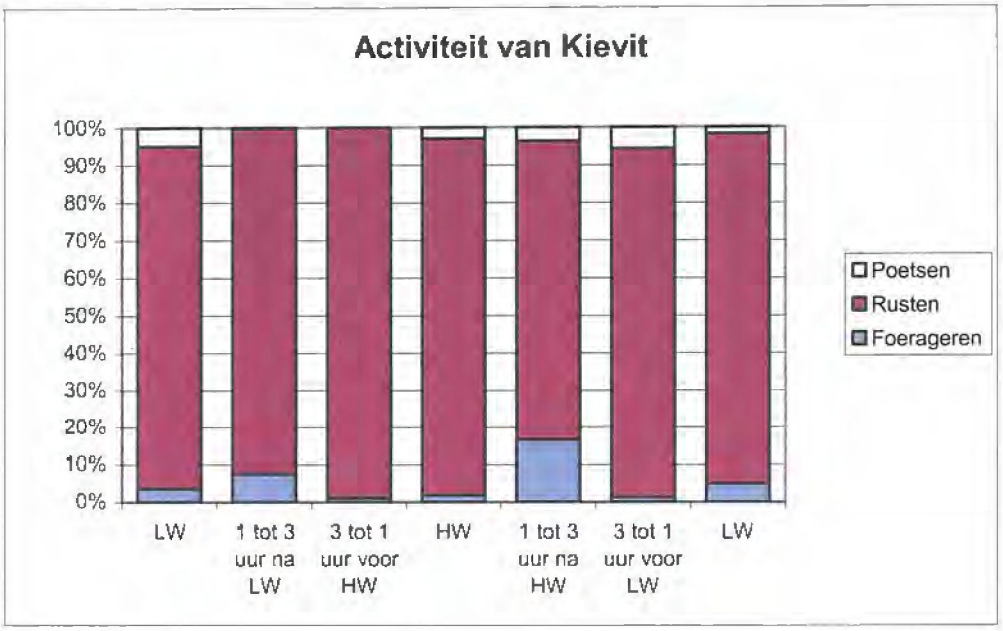


Figuur 14.44 - Activiteit van Zilverplevier in relatie tot het getij.

De grafiek is vrij symmetrisch, maar met procentueel iets hogere aantallen foeragerende vogels bij afgaand tij dan bij opkomend tij. Het aantal poetsende zilverplevieren was over de hele tijcyclus miniem. Bij opkomend tij daalde het aandeel foeragerende zilverplevieren van laagwater tot hoogwater. Bij afgaand tij zien we dan weer dat aandeel stijgen van hoogwater tot laagwater. Het aandeel van rustende zilverplevieren liep dan weer in tegengestelde richting. Bij opkomend tij zit ongeveer de helft te rusten. Dit aandeel steeg dan tot 85 % bij hoogwater. Bij afgaand tij zien we dan weer een geleidelijke daling tot laagwater (fig. 14.44).

Kievit

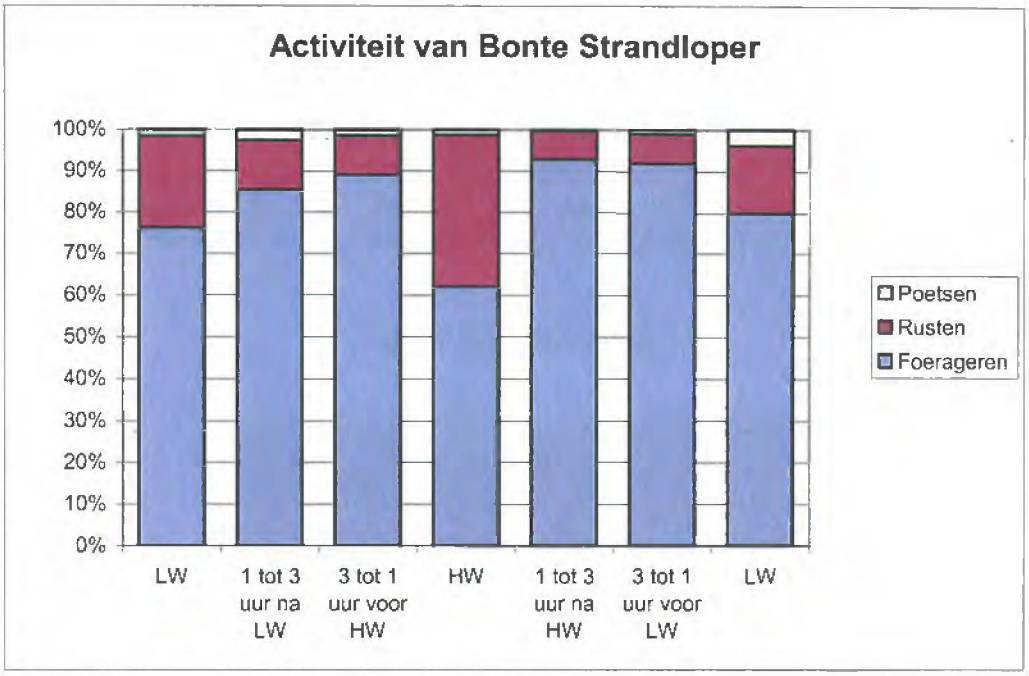
De activiteit van kieviten aan de IJzermonding ligt niet al te hoog. De meeste kieviten zaten gewoon te rusten. Een piekje van foerageren werd bereikt één tot drie uur na hoogwater. Toen was 17 % van de aanwezige kievieten aan het foerageren. Ook poetsen werd niet veel gedaan. Een maximum van 6 % werd bereikt drie tot één uur voor laagwater (fig. 14.45).



Figuur 14.45 - Activiteit van kievit in relatie tot het getij.

Bonte strandloper

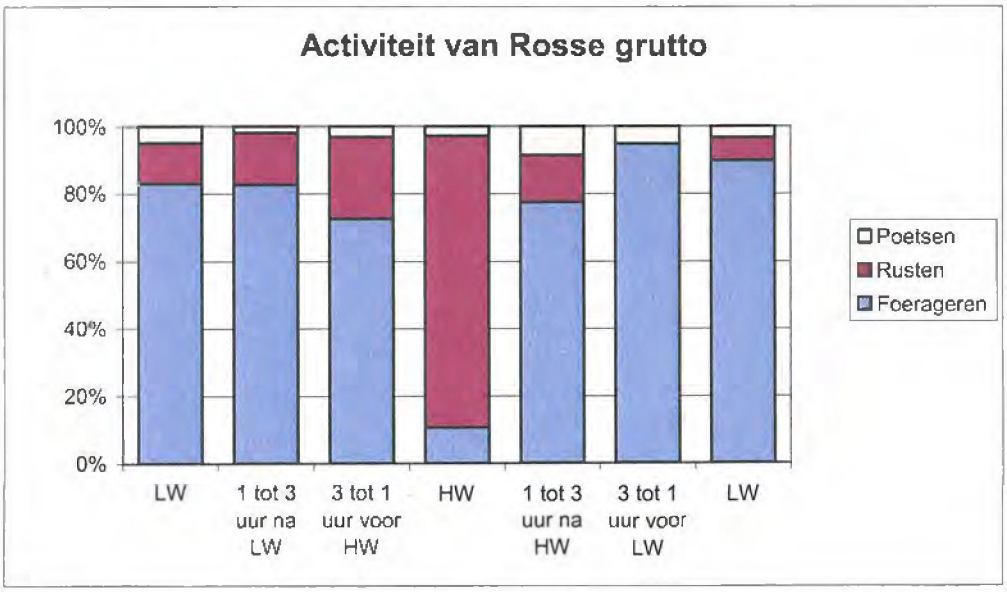
Opvallend is dat een groot deel van de bonte strandlopers verder bleef foerageren tijdens hoogwater. De grootste foerageeractiviteiten werden genoteerd één tot drie uur voor en één tot drie uur na hoogwater. In de periode rond laagwater en hoogwater werd iets vaker gerust (fig. 14.46).



Figuur 14.46 - Activiteit van bonte strandloper in relatie tot het getij.

Rosse grutto

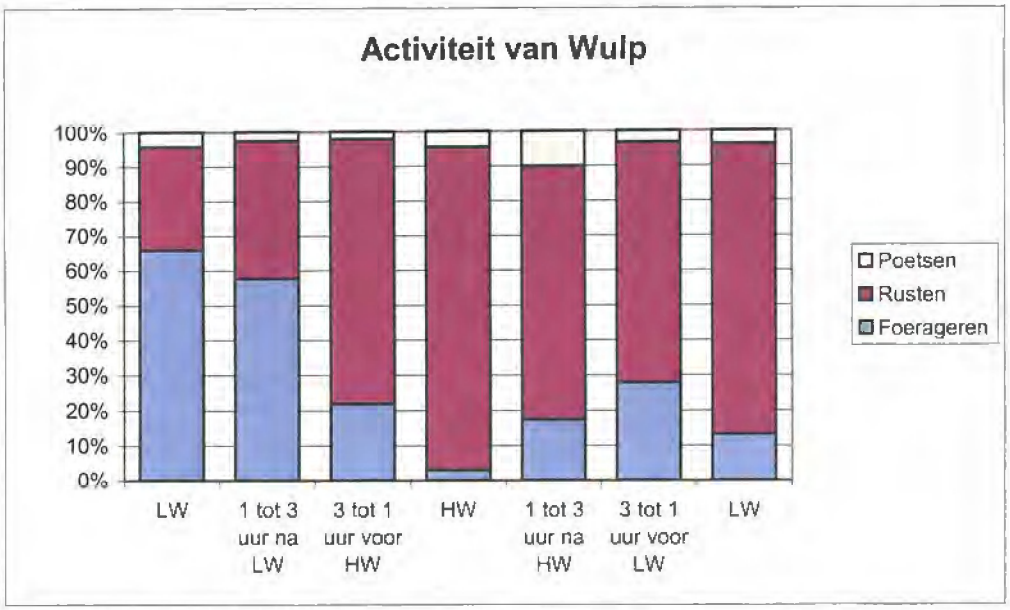
Tijdens de hele tijcyclus waren rosse grutto's druk bezig met foerageren. Enkel bij hoogwater stopten ze met foerageren en gingen de meeste rusten. Met een aandeel van 10 % scoorde poetsen vrij hoog twee uur na hoogwater. Dit is bijna evenveel als het aandeel dat dan zat te rusten. Opvallend is dat 3 tot 1 uur voor laagwater er geen rustende rosse grutto's werden waargenomen. Het aantal foeragerende rosse grutto's haalde dan ook een piek met 95 % (fig. 14.47).



Figuur 14.47 - Activiteit van rosse grutto in relatie tot het getij.

Wulp

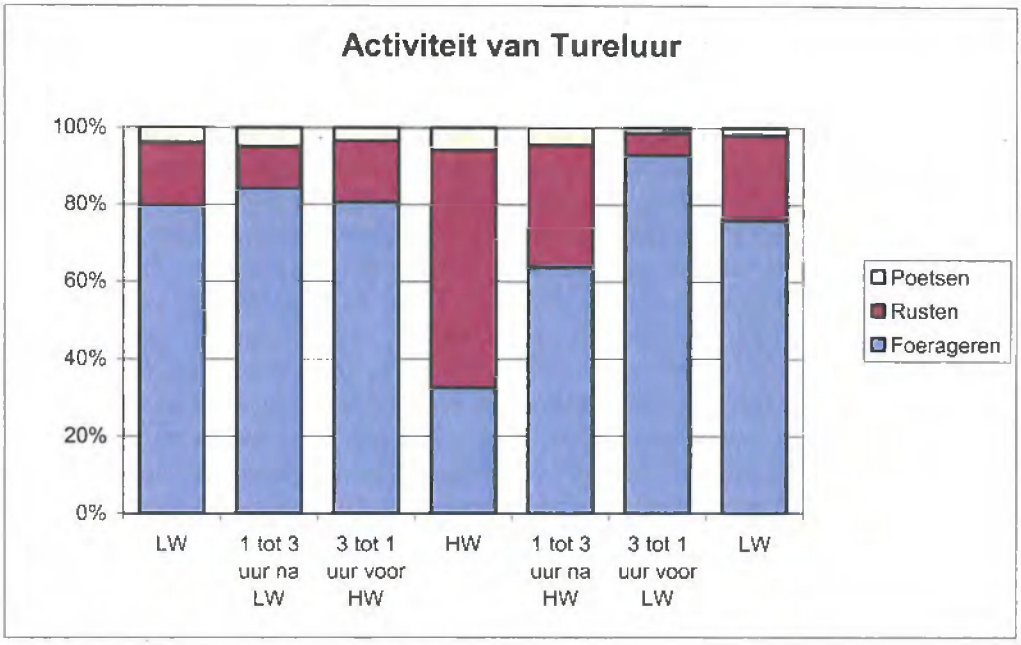
Bij opkomend tij was duidelijk te zien dat het aantal foeragerende wulpen daalde naarmate hoogwater dichterbij kwam. Het aantal rustende wulpen steeg in dezelfde periode. Het aantal poetsende wulpen bleef vrij constant. Bij afgaand tij zien we iets anders. In de periode tussen hoog- en laagwater zien we nauwelijks een verschil in rustende wulpen. Dit blijft ongeveer 70 %. In de periode na hoogwater werd er duidelijk meer gepoetst (11 %) dan in de andere periodes. Het aantal foeragerende wulpen zien we stijgen tot iets voor laagwater. Daarna daalden die aantallen weer. Dit grillige patroon kan deels verklaard worden doordat wulpen geen tijritme kennen, maar een dag en nacht ritme (fig. 14.48).



Figuur 14.48 - Activiteit van wulp in relatie tot het getij.

Tureluur

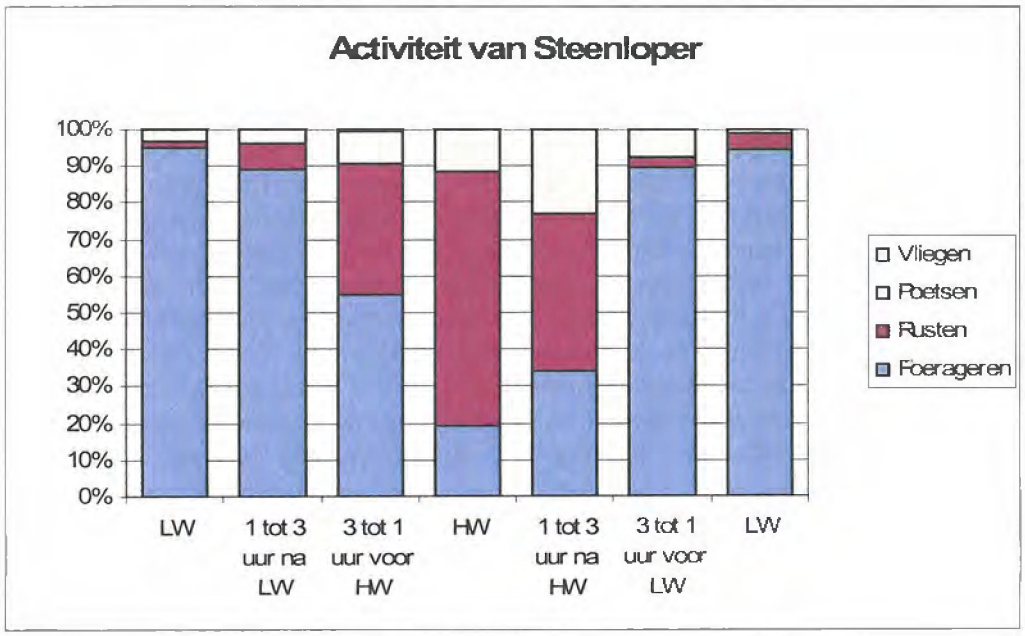
De tureluurs bleven gedurende de tijcyclus meestal in grote aantallen verder foerageren. Enkel vanaf hoogwater tot drie uur na hoogwater lagen de aantallen voedselzoekende tureluurs iets lager. Dan werden er meer rustende vogels waargenomen. Poetsen was een activiteit die gedurende de hele tijcyclus in lage aantallen werd gedaan (fig. 14.49).



Figuur 14.49 - Activiteit van tureluur in relatie tot het getij.

Steenloper

Ook de grafiek van de activiteit van steenlopers is vrij symmetrisch. Van drie uur voor laagwater tot drie uur na laagwater werd er intensief gefoerageerd. In de periode rond hoogwater werd er vooral gerust. Poetsen werd eveneens vooral in die laatste periode gedaan, en veel minder rond laagwater. (fig. 14.50).



Figuur 14.50 - Activiteit van steenloper in relatie tot het getij.

14.1.8 Conclusies inzake watervogels

De tellingen bij hoog water gaven een goed beeld van de soorten en de aantallen watervogels die in en rond de IJzermonding verblijven. De soortensamenstelling wordt sterk gedomineerd door enkele soorten maar kan sterk verschillen naargelang het seizoen. Vooral steltlopers vormen een belangrijke groep. De aantalstrend bij de verschillende soorten kan door verschillende factoren bepaald worden zoals de evolutie van de totale geografische populatie, plaatselijke habitatveranderingen, veranderingen in voedselaanbod (EVANS & DUGAN, 1984; MEIRE, 1993), weersomstandigheden (GOSS-CUSTARD *et al.*, 1996; HAMMOND & PEARSON, 1994) en op langere termijn ook klimaatsveranderingen (VAN DE KAM *et al.*, 1999). Welke factoren aan de grondslag liggen van de waargenomen trends aan de IJzermonding is niet altijd even duidelijk, mede omdat bepaalde gegevens ontbreken (bv. veranderingen in voedselaanbod). Vaak is het ook een complex samenspel van factoren dat de uiteindelijke trend gaat bepalen. Met het verzamelen van gegevens over het aantalspatroon, de verspreiding en activiteit van watervogels in functie van het getij werd in de loop van het MONAIJ-project geprobeerd om een deeltje van deze puzzel op te lossen.

Bepaalde soorten zijn slechts gedurende een bepaalde fase van de tijcyclus aanwezig aan de IJzermonding. Dit hangt nauw samen met de functie die het gebied voor de soorten in kwestie vervult (foerageergebied, hoogwatervluchtplaats, slaapplaats of rustgebied). Bij hoog water verzamelen zowat alle kustgebonden watervogelsoorten die aan de Westkust vertoeven zich aan de IJzermonding. Het gebied is dan ook van cruciaal belang als hoogwatervluchtplaats. Het belang als voedselgebied varieert sterk van soort tot soort. Soorten als steenloper en scholekster foerageren hoofdzakelijk buiten de IJzermonding terwijl soorten als tureluur en bontbekplevier bij laag water in het gebied aanwezig blijven. bonte strandloper zit ergens tussenin. Deze grote verschillen hebben vooral met de voedselhabitats en voedselkeuze van de verschillende soorten te maken. Bepaalde soorten foerageren in belangrijke mate op slijkgarnaaltjes (*Corophium volutator*), die overvloedig aanwezig zijn aan de IJzermonding (DECLEER, 1986; hs. 13 van dit rapport). scholeksters daarentegen zoeken voedsel op de stranden, terwijl steenlopers voornamelijk foerageren op strandhoofden. Het moment waarop deze soorten de IJzermonding verlaten, heeft ook te maken met het ogenblik waarop voedsel langs de stranden beschikbaar wordt. Zo verlaat steenloper de IJzermonding veel vroeger dan scholekster. De kleinere steenloper foerageert op kleinere organismen, die hij al vlug vindt op de droogvallende strandhoofden. (HAMMOND & PEARSON, 1994, VAN DE KAM *et al.*, 1999; VOLCKAERT *et al.*, in druk). scholeksters eten echter voornamelijk kokkels, mosselen en wadpieren. Deze prooien komen pas voor in de onderste tijzone. Dit heeft ook gevolgen voor de duur van het foerageren. scholeksters kunnen slechts gedurende een vrij beperkte tijd van de tijcyclus voedsel zoeken terwijl andere soorten gedurende het grootste deel van de cyclus actief blijven (bonte strandloper, tureluur, steenloper). Grotere vogelsoorten hebben een relatief lager metabolisme, waardoor kleinere soorten meer moeten foerageren om in hun energiebehoefte te kunnen voorzien (VAN DE KAM *et al.*, 1999). Het (nog) beperkte aanbod aan schelpdieren (Nonnetje (*Macoma balthica*) is het belangrijkste maar nog altijd relatief weinig biomassa vertegenwoordigende schelpdier langs de IJzermonding; zie hs. 13.3.4.1)) is waarschijnlijk verantwoordelijk voor het beperkte foerageergedrag van de scholekster in het estuarium. Kokkel (*Cerastoderma edule*) en Mossel (*Mytilus edulis*) werden nog nauwelijks respectievelijk niet waargenomen in het estuarium (zie hs. 13.4.4; zie ook MEIRE, 1993). De relatie tussen foerageergedrag en macrobenthos wordt verder besproken in hs. 15.

De belangrijkste foerageergebieden aan de IJzermonding zelf (seizoen 2002/03) waren de slikken in de deelgebieden oude marinebasis, Kreek Lombardsijde en schor 3. Stukken die het minst in trek zijn, waren schor 2 en het nieuwe schor. De dichtheid aan steltlopers op slikken is vaak gerelateerd aan de bodemgesteldheid (SUMMER *et al.*, 2002; YATES *et al.*, 1993). In slikkige bodems is er immers veel meer voedsel te vinden dan in zandige bodems (ZWARTS, 1988; zie ook hs. 13.6.2 en 13.6.3 waar een duidelijke negatieve relatie tussen macrobenthossoortenrijkdom en -densiteit en korrelgrootte werd vastgesteld).

De belangrijkste hoogwatervluchtplaatsen situeren zich op de oude marinebasis en op schor 3. Deze gebieden waren eveneens belangrijke foerageergebieden, en veel soorten overtijen bij voorkeur dicht bij het gebied waar er het meeste voedsel te vinden is (VAN DE KAM *et al.*, 1999). Wat echter ook opvalt, is dat de gebieden die niet of minder geschikt zijn als foerageergebied, wel een belangrijke functie kunnen hebben als hoogwatervluchtplaats. Zo is het nieuwe schor een belangrijk rustgebied voor vele soorten. schor 2 is dat vooral voor tureluur en rosse grutto. Tussen verschillende soorten was er over het algemeen wel een verschil te zien in gebruik van habitattype. Tureluur en wulp zaten vaak in de schorvegetatie, soms ook de bonte strandlopers, terwijl scholekster, Zilverplevier en bontbekplevier kale, zandige terreinen prefereerden. steenlopers pleisterden bij voorkeur op stenige substraten, soms ook op staketsels. Bij springtij werd ook opgemerkt dat scholeksters, en in mindere mate wulpen de duingraslanden gebruikten als secundaire hoogwatervluchtplaats. Op de hoogwatervluchtplaatsen zijn de vogels bijzonder gevoelig voor verstoring. Ze zitten dan zeer geconcentreerd op een kleine oppervlakte en hebben vaak geen uitwijkmogelijkheden meer in de nabije omgeving. Het betreden van het gebied bij hoog water (ook geleide bezoeken, beheerders, onderzoekers) moet dan ook zoveel mogelijk vermeden worden.

14.1.9 Evaluatie van de natuurherstelwerken op basis van de watervogels

Een eerste voorzichtige evaluatie van de gevolgen van het natuurherstelproject op steltlopers wijst op een algemeen positief effect. Een vergelijking van de aantallen in de jaren vóór en na (tijdens) het project toonde een gemiddelde toename van meer dan 50 % bij bonte strandloper, bontbekplevier en tureluur. Een veel beperktere toename werd vastgesteld bij scholekster, Zilverplevier en steenloper (< 15 %). Dit verschil is wellicht in belangrijke mate te verklaren door de verschillen in foerageergebieden. Het is wellicht geen toeval dat de drie sterk toegenomen soorten in belangrijke mate in het estuarium zelf blijven foerageren. Met het natuurherstelproject vergrootte het areaal van intertidaal gebied aan de IJzermonding aanzienlijk, en dus ook van de potentiële foerageergebieden. Scholekster en steenloper foerageren vooral buiten de IJzermonding (respectievelijk op de stranden en strandhoofden) en zijn dus minder gebaat bij de veranderingen aan de IJzermonding.

14.2 Broedvogels

14.2.1 Inleiding

Getij- en kustgebieden zijn meestal niet erg soortenrijk als het op broedvogels aankomt. Ze herbergen echter vaak een aantal typische en meestal ook zeldzame soorten die relatief weinig in andere biotopen voorkomen. Kustgebieden staan in veel gevallen onder sterke antropogene druk waardoor kenmerkende habitats verloren gaan of natuurlijke, dynamische processen aan banden worden gelegd. Het hoeft dan ook niet te verwonderen dat kustbroedvogels in Vlaanderen over het algemeen sterk afgenomen zijn gedurende de voorbije decennia, hoewel bepaalde soorten voorlopige goed stand weten te houden door de beschikbaarheid van alternatieve, kunstmatige broedterreinen, met name in de Zeebrugse haven. De IJzermonding is één van de eerste gebieden aan onze Vlaamse kust waar door ingrijpende maatregelen gepoogd wordt om de natuurlijke dynamiek en de daarmee samenhangende habitats in hun oorspronkelijke staat te herstellen. Hierdoor ontstaan nieuwe kansen voor broedvogelsoorten zoals plevieren en sterns.
In tegenstelling tot de niet-broedende watervogels is er relatief weinig informatie beschikbaar over het voorkomen van broedvogels aan de IJzermonding. Integrale karteringen van het volledige broedbestand ontbreken volledig. Ook in het kader van het MONAIJ-onderzoek is geen volledige inventarisatie gebeurd van alle aanwezige soorten. Toch hebben we een vrij goed algemeen beeld van de broedvogelgemeenschap in het gebied. In het kader van de Vlaamse broedvogelatlas 2000-2002 en een algemene kartering van broedvogels van de Westkustduinen in 2001 werden verschillende bezoeken aan het gebied gebracht waarbij de belangrijkste soorten werden geïnventariseerd. De soorten van het buitendijkse gebied (bergeend, steltlopers) en tapuit werden jaarlijks opgevolgd. In deze bijdrage wordt een bondig overzicht gegeven van de beschikbare broedvogelgegevens uit de periode 2000-2003.

14.2.2 Materiaal en methode

In 2001 werd alle zeldzame en schaarse soorten in het gebied geïnventariseerd in het kader van de Vlaamse broedvogelatlas (Robert Desaever). Dit gebeurde volgens de methode van de uitgebreide territoriumkartering. Broedende watervogels in het buitendijkse gebied (Koen Devos) en de tapuit (Robert Desaever) werden jaarlijks geteld. Hierbij werden zoveel mogelijk de nesten gelokaliseerd en paren met jongen geteld. Bijzondere aandacht gaat naar Bijlage I-soorten van de Vogelrichtlijn (kluut, strandplevier, sterns) en soorten van de Vlaamse Rode Lijst (vooral tapuit en kuifleeuwerik die vnl. aan de kust voorkomen).

14.2.3 Resultaten

14.2.3.1 Buitendijks (slikken/schor/binnenduin)

Het buitendijkse gebied tussen de IJzer en de aangelegde dijken herbergt weinig soorten. In Tabel 14.5 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste.
Bij **bergeend** wordt het aantal koppels met pulli weergegeven maar hierbij dient vermeld dat deze in belangrijke mate van binnendijkse gebieden afkomstig zijn, zelfs van buiten het natuurreservaat. Ook is in het voorjaar een grote niet-broedende populatie aanwezig.
De talrijkste broedende steltlopersoort is de **scholekster**. Het aantal broedparen in het schorgebied varieerde de laatste 10-15 jaar steeds tussen 4 à 6. De resultaten voor 2004 wijzen echter op een plotse toename (minstens 11 paren met jongen). In tegenstelling tot pioniersoorten zoals plevieren profiteert deze soort duidelijk wél van de vegetatieontwikkeling op de lagunaire schor.
De **kievit** is een onregelmatige broedvogel in het gebied. Vóór de werken kwam de soort in de meeste jaren met enkele paartjes tot broeden op het voormalige grote opgespoten terrein. Ook tijdens en na de werken (2001-2002-2004) werden nog meerdere broedgevallen genoteerd maar de IJzermonding blijft een eerder marginaal broedgebied voor deze soort (die meer gebonden is aan 'zoete' milieus).
Ook de **kleine plevier** is een voormalige broedvogel van het oude opgespoten terrein (meestal slechts één paartje) maar de soort verdween eind de jaren '90 toen het terrein te sterk verruigde. Sinds de natuurherstelwerken vestigde de soort zich opnieuw op de centraal gelegen zandige en iets hoger gelegen delen van het binnenschor. In 2003 en 2004 ging het om 2 broedparen waarbij telkens ook pulli werden waargenomen.
De **strandplevier** broedde in de jaren '90 nog onregelmatig met één paartje op het strand ter hoogte van Lombardsijde maar is aan de IJzermonding zelf reeds decennialang verdwenen als broedvogel. De waarneming van een adulte vogel met 2 kleine pulli in juli 2003 op het nieuwe schor was dan ook verrassend.
In 2004 werd een koppel alarmerende **kluten** met drie (vliegvlugge) pulli vastgesteld. Het is evenwel onduidelijk of het hier om een lokaal broedgeval of om broedvogels van verderaf gelegen gebieden gaat.

Ondanks de voortdurende aanwezigheid in het broedseizoen van baltsende **visdieven** en **grote sterns** werden van deze soorten in de monitoringperiode geen broedgevallen vastgesteld. Ook meeuwen ontbraken als broedvogel [21].

[21] In zowel 2005 als 2006 werden buitendijks de eerste zekere broedactiviteiten vastgesteld van kluut (*Recurvirostra avosetta*) en visdief (*Sterna hirundo*).

Tabel 14.5 - Aantal broedparen van watervogelsoorten aan de IJzermonding, 2001-2004.

	Bergeend	Scholekster	Kievit	Kleine Plevier	Strandplevier
2001	24	5	4	1	0
2002	28	4	> 1	1	0
2003	19	3-4	0	2	1
2004	20	11	2	2	0

Andere soorten die in het buitendijkse gebied tot broeden komen zijn jaarlijks **kleine karekiet** en **bosrietzanger** (beide in het kleine rietveldje aan de kreek van Lombardsijde) en **holenduif** (centrale binnenduin). In het schor aan de kreek werd in 2003 ook een zingende **rietgors** vastgesteld maar mogelijk heeft dit te maken met een territorium in de aangrenzende Hemmepolder.

14.2.3.2 Binnendijks (duingebied)

De **tapuit** kan als de belangrijkste broedvogel van het binnendijkse gebied worden beschouwd. Het gaat om een Rode Lijstsoort die is opgenomen in de categorie "met uitsterven bedreigd". In het natuurreservaat De IJzermonding te Nieuwpoort en het aangrenzende militair domein van Lombardsijde houdt nog een kleine populatie stand – zowat de laatste in Vlaanderen - die echter in de loop van het atlasonderzoek terugviel van 9 paren in 2000 naar 7-8 in 2001 en 4 in 2002 (waarvan in elk jaar 2 in het militair domein). In 2003 en 2004 werden respectievelijk 5 en 4 broedgevallen vastgesteld.
Andere Rode Lijstsoorten in het gebied zijn **patrijs** (3 paren), **kuifleeuwerik** (2 paren), **graspieper** (12 paren) en **tortel** (3 paren). De vermelde cijfers hebben betrekking op 2001. De **roodborsttapuit** is een voormalige Rode Lijstsoort en totaliseerde in datzelfde jaar 9-11 paren. De broedvogellocaties in het binnendijkse gebied in 2001 worden weergegeven in fig. 14.51.

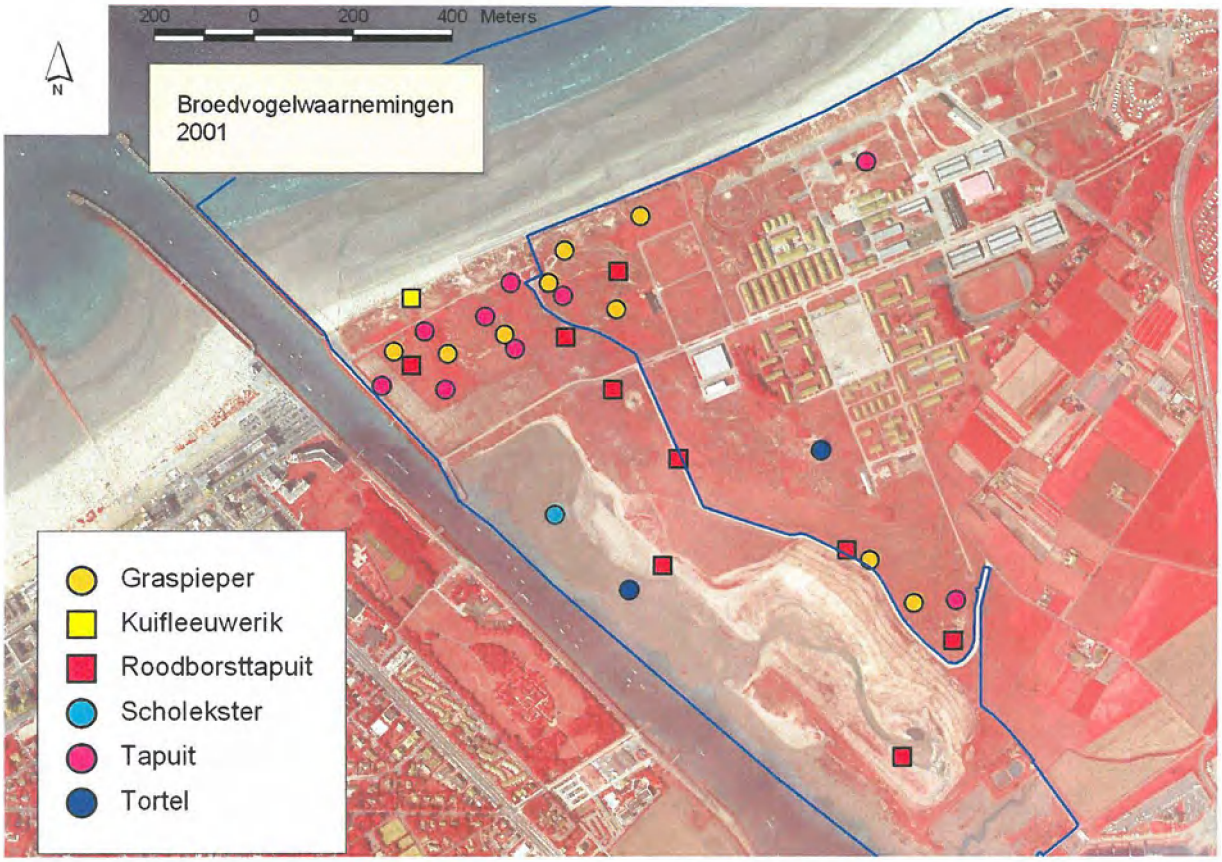
14.2.4 Conclusies inzake broedvogels

Het (buitendijkse) gebied is na het uitvoeren van de afgravingswerken nog in volle evolutie. Erosie en sedimentatie zorgen samen met de vlug voortschrijdende vegetatieontwikkeling dat het gebied elk jaar van uitzicht verandert. Van de grote kale vlakten van onmiddellijk na het afgraven is inmiddels een groot deel ingenomen door een zich geleidelijk ontwikkelende schorvegetatie van Zeekraal en Klein schorrenkruid (zie hs. 11). Dit leidt tot een verlies aan potentiële broedhabitat voor pioniersoorten zoals strandplevier en kleine plevier maar biedt in de toekomst mogelijk meer kansen voor andere soorten zoals scholekster en tureluur.
Een vestiging van sternen- en meeuwenkolonies bleef in de MONAIJ-monitoringperiode vooralsnog achterwege. Wel is het aantal pleisterende sterns in het gebied sterk toegenomen en wordt veelvuldig balts van zowel visdief als grote stern waargenomen (een fenomeen dat echter ook buiten de broedgebieden niet ongewoon is). Het feit dat sterns (voorlopig) niet of moeilijk overgaan tot broeden heeft mogelijk te maken met het ontbreken van een eilandgevoel. Het centrale binnenduin en de aangrenzende zandige vlakte vormen het meest geschikte terrein maar blijven vrij goed toegankelijk via het vroegere dijkje, ook bij hoog water. Deze vlotte toegankelijkheid geldt trouwens niet alleen voor eventuele landpredatoren maar ook voor mensen (verstoring geleide bezoeken) en de aanwezige schapen (gevaar op vertrappeling van nesten). In 2005 werden nochtans de eerste broedpogingen van visdief vastgesteld, zonder broedsucces evenwel en dit precies door vermoedelijke verstoring door predatoren en/of mens. De broedpogingen van kluut in 2005 waren daarentegen wel succesvol. Bij de verdere inrichting en het beheer van het gebied zijn maatregelen gewenst om de kansen op verstoring en predatie tot een minimum te herleiden. Het afgraven van de dijk tussen het vroegere 'mosselkot' en de bunker en het creëren van een tweede geul tussen binnenschor en havengeul kunnen in dat opzicht een positieve bijdrage leveren. Ook de toegankelijkheid van het gebied tijdens het broedseizoen voor geleide bezoeken, beheerders en wetenschappers dient goed gereglementeerd te worden, waarbij

kwetsbare zones vermeden worden. Verder wordt aanbevolen om schapenbegrazing in het schorgebied te weren tijdens het broedseizoen (1 april tot midden juli).

In het duingebied baart de recente afname van de tapuit zorgen. Het is onduidelijk of deze terugval met eventuele ongunstige plaatselijke factoren te maken heeft. Negatieve invloeden die in tal van andere kustgebieden geleid hebben tot het verdwijnen van de soort – met name verstoring door recreanten en verruiging van vegetaties – lijken hier niet mee te spelen. Tapuiten hebben een voorkeur voor reliëfrijke gebieden met een kortgrazige vegetatie en een groot aanbod aan (konijnen)holen (= nestgelegenheid) en invertebraten (= voedsel). Schapenbegrazing wordt als een positieve factor gezien (kort houden van de vegetatie) (VAN TURNHOUT et al. 2006). Een belangrijk knelpunt voor de tapuiten aan de IJzermonding betreft wellicht het feit dat het hier om een zeer geïsoleerde populatie gaat. Aan de rest van de Belgische kust, in Zuid-Nederland en in Noord-Frankrijk is de soort immers nauwelijks nog aanwezig. Dit zorgt er mogelijk voor dat jaren met een slecht broedsucces in de IJzermonding niet meer kunnen opgevangen worden door immigratie van vogels uit naburige gebieden.

In het binnendijkse gebied zijn als gevolg van het natuurherstelproject vooral gebouwen, verruigde opgespoten terreinen en een bebost gedeelte verdwenen. Dit heeft er toe geleid dat een aantal soorten die gebonden zijn aan deze habitats uit het reservaat zijn verdwenen. Voorbeelden zijn zwarte roodstaart, kauw (broedvogels in de gebouwen) en zwartkop (broedvogel van het bosje) die echter niet als doelsoorten voor kustgebieden beschouwd worden.



Figuur 14.51 – Locatie van broedvogelwaarnemingen in 2001, merendeels met betrekking tot de binnendijkse gebieden van het VNR De IJzermonding en directe omgeving.

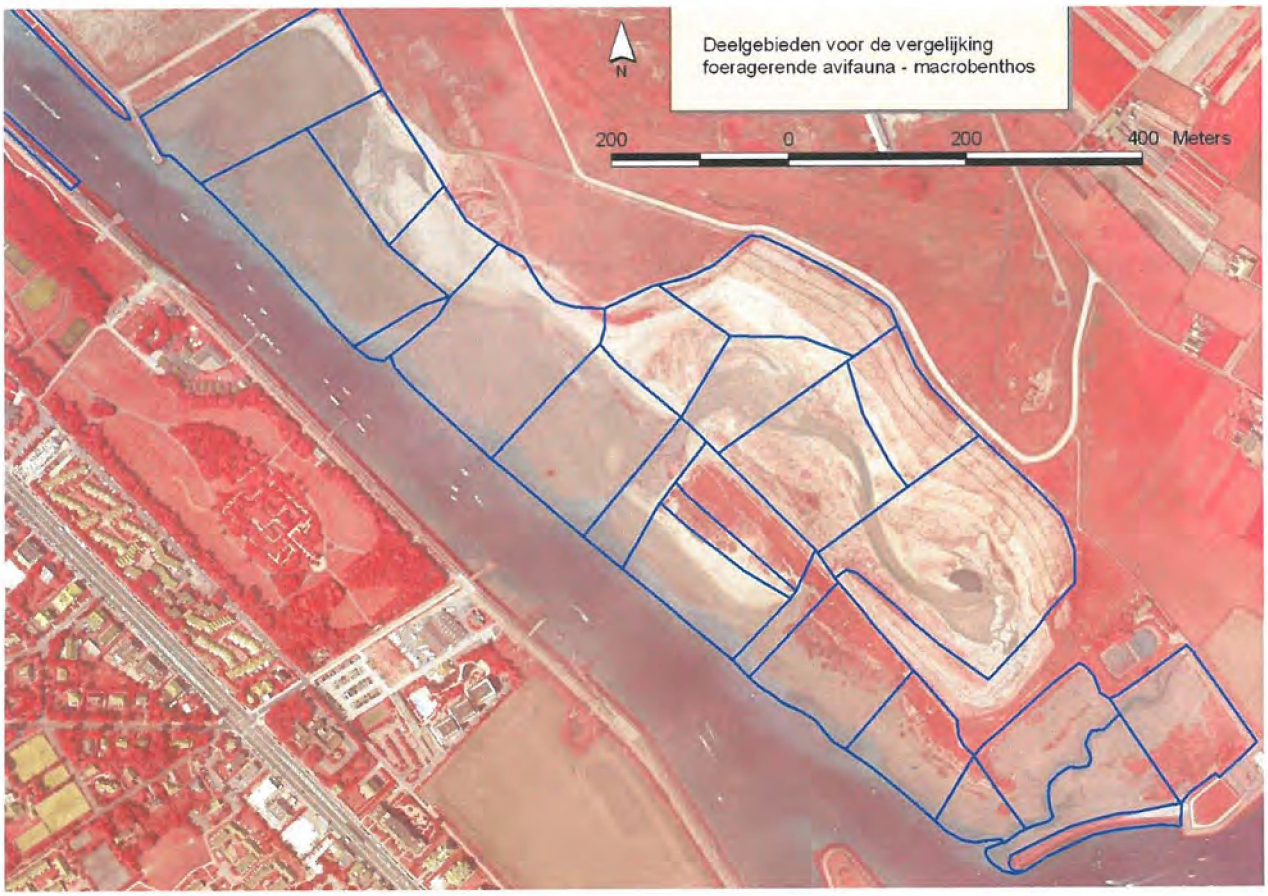
15 Macrozoöbenthos als structurerende factor in de ruimtelijke verspreiding van steltlopers: foeragerende bonte strandloper en tureluur op de slikken van de IJzermonding

Steven DEGRAER[1], Koen DEVOS[2], Jan WITTOECK[1], Magda VINCX[1] en Maurice HOFFMANN[2]

15.1 Inleiding

Slikken vormen een belangrijk foerageergebied voor tal van steltlopers. De slikken van de IJzermonding vormen hierop geen uitzondering en blijken een belangrijk vogelgebied in de regio te zijn. De aangetroffen vogels bezoeken het gebied om enerzijds uit te rusten, maar evenzeer om er te foerageren (vnl. steltlopers). Het macrozoöbenthos, kortweg macrobenthos genoemd, vormt de meest belangrijke voedselbron voor deze steltlopers.
Deze studie onderzoekt de relatie tussen de ruimtelijke verspreiding van het macrobenthos en deze van de foeragerende vogels. Daarbij wordt de volgende hypothese getest: het macrobenthos structureert in belangrijke mate de ruimtelijke verspreiding van foeragerende steltlopers.

15.2 Materiaal en methode



Figuur 15.1 – Deelgebieden langs het estuarium van de IJzer, die werden onderscheiden voor de vergelijking van de foerageeractiviteit van bonte strandloper en tureluur in 2002-2003 en de ruimtelijke spreiding van het macrobenthos. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.

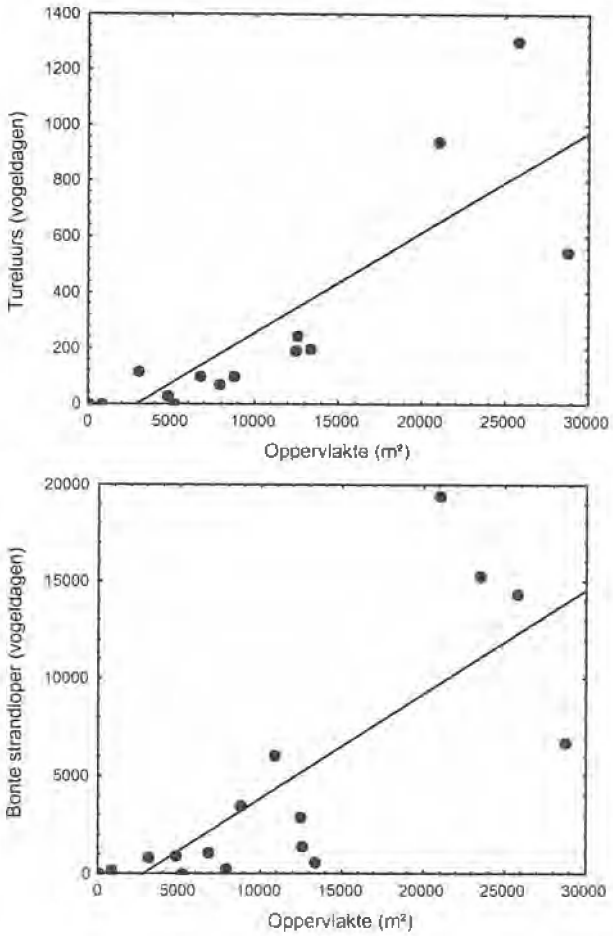
15.2.1 Selectie doelsoorten

Slechts twee soorten bleken in hoge aantallen in het gebied in de winter 2002-2003 voor te komen: bonte strandloper *Calidris alpina* (88099 foeragerende vogeldagen bij laagwater) en tureluur *Tringa totanus* (16406 foeragerende vogeldagen bij laagwater). Daar de representativiteit van de waarnemingen positief is gecorreleerd met de dichtheid, werd ervoor geopteerd om enkel voor deze beide soorten de relatie tussen hun verspreiding en de ruimtelijke allocatie van de voedselbeschikbaarheid te onderzoeken.

15.2.2 Ruimtelijke verspreiding bonte strandloper en tureluur

Ten behoeve van de bepaling van de ruimtelijke verspreiding van foeragerende bonte strandloper en tureluur, werd het studiegebied (slikken en schorren van de IJzermonding) in 25 deelgebieden onderverdeeld (fig. 15.1). Binnen elk van deze 25 deelgebieden werd het aantal foeragerende individuen van de beide soorten op zes data verspreid over de winter 2002-2003 (15/12, 29/12, 22/01, 06/02, 12/02 en 22/02) bepaald. Voor de bepaling van de relatie tussen de vogels en het benthos werd hier enkel rekening gehouden met de foeragerende individuen bij laag water: (1) enkel de verspreiding van foeragerende vogels worden verwacht door het voedselaanbod bepaald te worden en (2) enkel bij laag water staat het benthos van het volledige gebied als voedsel ter beschikking van de vogels. Aldus werd voor de beide soorten het aantal "foeragerende" vogeldagen bij laag water tijdens de winter 2002-2003 (december 2002 t.e.m. februari 2003) per deelgebied bepaald. Dit aantal wordt verder het "aantal vogeldagen" genoemd.

Het aantal vogeldagen is positief gecorreleerd met de intertidale oppervlakte binnen elk van de deelgebieden (bonte strandloper: Spearman $R^2 = 0.68$, $p < 0.001$; tureluur: Spearman $R^2 = 0.71$, $p < 0.001$; fig. 15.2). Om de relatie tussen de ruimtelijke verspreiding van de vogels en deze van het benthos te onderzoeken, werd daarom gewerkt met een oppervlakteafhankelijke dichtheid van foeragerende vogels: de dichtheid voor de beide soorten werd voor elke zone omgerekend naar het aantal vogeldagen per 100m² (vogeldagen/100m²).



Figuur 15.2 - Het aantal vogeldagen van tureluur en bonte strandloper tijdens de winter 2002-2003 in functie van de intertidale oppervlakte beschikbaar binnen elk van de onderscheiden zones.

15.2.3 Macrobenthische ruimtelijke verspreiding

De ruimtelijke verspreiding van het macrobenthos werd bepaald tijdens een intensieve staalnamecampagne in januari 2004. Tijdens de campagne werd op 81 staalnameplaatsen het macrobenthos met behulp van een steekbuis met diameter 11 cm (staalname-oppervlak: 0.01 m²) verzameld (zie ook hs. 13). Het macrobenthos werd na fixatie gezeefd over een zeef met maaswijdte 1mm. Alle weerhouden organismen werden indien mogelijk tot op soortniveau gedetermineerd. De dichtheid werd bepaald als het aantal individuen per vierkante meter (ind./m²). De biomassa werd bepaald door de organismen per soort en per staal gedurende 2 dagen te drogen bij 60°C (i.e. drooggewichtbepaling) en deze daarna bij 500°C te verassen (i.e. asgewichtbepaling); het asvrij drooggewicht is hier het verschil tussen het asgewicht en het drooggewicht. De biomassa werd aldus uitgedrukt in g AFDW/m².

15.2.4 Relatie macrobenthos – vogels

De dichtheid van de vogels werd gekwantificeerd per zone, terwijl deze van het macrobenthos werd bepaald per staalnameplaats. Teneinde dit schaalprobleem op te lossen werd de ruimtelijke allocatie van de macrobenthos staalnameplaatsen over de verschillende zones bepaald. 17 van de 25 zones

werden op deze manier gekarakteriseerd door minimum 1 en maximum 15 macrobenthosstalen (gemiddeld 4.8 ± SE 1.1 stalen). Voor de overige acht zones zijn geen macrobenthosgegevens beschikbaar. Veelal werd een zone voor macrobenthos niet bemonsterd omdat ze te hoog in het intertidaal gelegen was, omdat de zone uitsluitend uit hard substraat was opgebouwd of omdat ze te klein was. De stalen, behorende tot eenzelfde zone, werden als replica beschouwd: de gemiddelde macrobenthische dichtheid en biomassa per zone werd berekend.

Na het onderzoeken van een eventuele relatie tussen de verspreiding van de vogels enerzijds en de macrobenthische dichtheid en biomassa anderzijds, werd ook de correlatie met de aan het oppervlak levende (< 2cm diep) en de dieper levende macrobenthische soorten (> 2cm diep) berekend. Hiertoe werd elke soort op basis van haar in algemene zin gekende verticale positie in het sediment tot één van de twee klassen toebedeeld (tabel 15.1).

Tabel 15.1 - Waargenomen macrobenthische soorten, met aanduiding van hun taxonomische positie en verticale verspreiding in de bodem (O, nabij het oppervlak levend; D, dieper dan 2cm levend).

Soort	Taxonomische positie	Verticale verspreiding
Acarina sp.	Acarina	O
Achelia longipes	Collembola	O
Archistoma pulchella	Collembola	O
Capitella sp.	Polychaeta	O
Cirratulidae sp.	Polychaeta	O
Corophium volutator	Amphipoda	O
Eteone longa	Polychaeta	O
Glycera sp.	Polychaeta	D
Heteromastus filiformis	Polychaeta	O
Lumbrineris latreilli	Polychaeta	D
Manayunkia aestuarina	Polychaeta	O
Macoma balthica	Bivalvia	D
Mysella bidentata	Bivalvia	O
Nematoda sp.	Nematoda	O
Nemertinea sp.	Nemertinea	O
Nephtys cirrosa	Polychaeta	D
Nereis diversicolor	Polychaeta	D
Phyllodoce rosea	Polychaeta	O
Polydora cornuta	Polychaeta	O
Pygospio elegans	Polychaeta	O
Spio filicornis	Polychaeta	O
Streblospio benedicti	Polychaeta	O
Tubifex costatus	Oligochaeta	O
Tubificoides benedeni	Oligochaeta	O

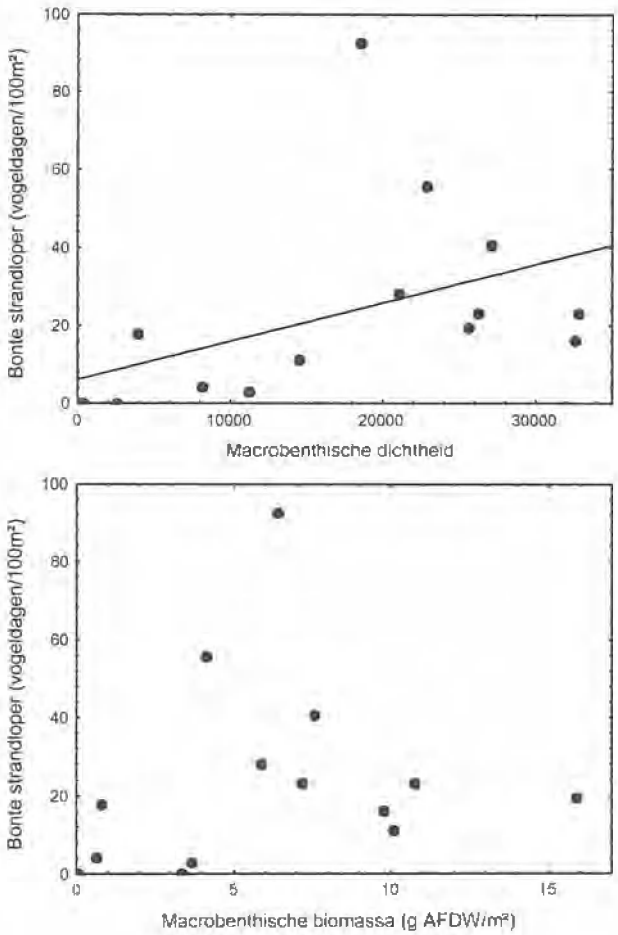
Een zone werd enkel in de berekeningen betrokken wanneer de verhouding oppervlakte/stalen maximaal 5200 m²/staal bedroeg, m.a.w. we achten één macrobenthosstaal als representatief voor maximaal 5200 m² intertidaal bodemoppervlak. Twee zones in het voormalige tijdok (verhoudingen: 10811 m²/staal (zone MBH1) en 23448 m²/staal (zone MBSN)) werden hierdoor niet voor verdere analyse behouden. De analyse heeft aldus betrekking op 14 van de 25 initieel bij de vogeltellingen onderscheiden zones

15.2.5 Statistische verwerking

De relatie tussen de verspreiding van de vogels en deze van het macrobenthos werd statistisch onderzocht met behulp van de niet-parametrische Spearman R correlatietest. De p-waarde voor aanvaarding van significante relaties werd op 0.1 gesteld: i.e. wanneer de kans op het foutief aanvaarden van een correlatie minder dan 10% bedraagt, wordt de correlatie als reëel beschouwd. In de figuren werd een trendlijn enkel weergegeven daar waar de relatie statistisch significant blijkt te zijn.

15.3 Resultaten

15.3.1 Bonte strandloper (Calidris alpina)

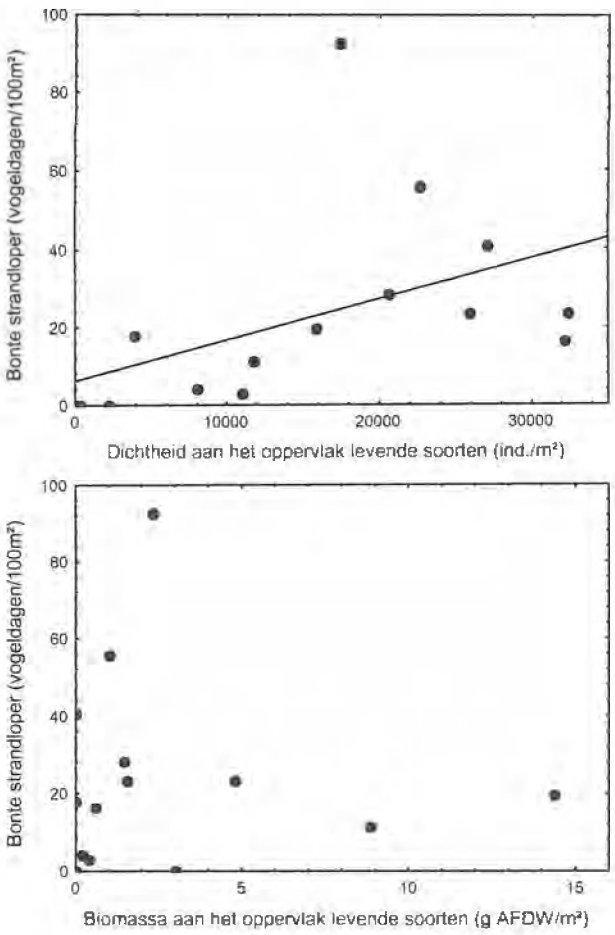


Figuur 15.3 - Relatie tussen de verspreiding van de bonte strandloper en de macrobenthische dichtheid (links) en macrobenthische biomassa (rechts)

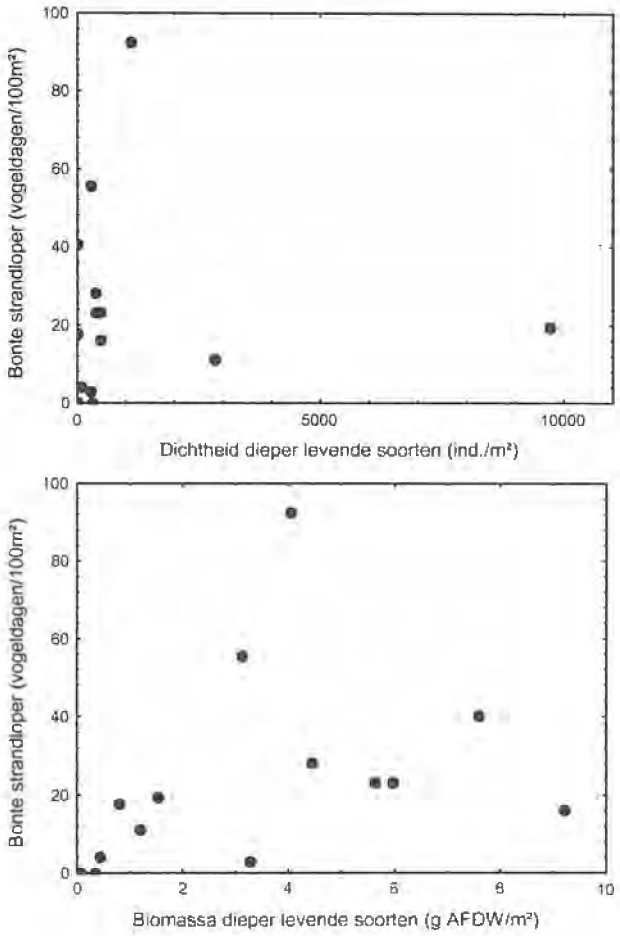
De ruimtelijke verspreiding van de bonte strandloper is positief gecorreleerd met de macrobenthische dichtheid (R = 0.44, p = 0.073), terwijl de schatting van de macrobenthische biomassa de verspreiding van de bonte strandloper niet significant blijkt te bepalen (R = 0.35, p = 0.164) (fig. 15.3).

Bonte strandlopers worden in significant hogere aantallen waargenomen in zones met een hogere dichtheid aan aan het oppervlak levende macrobenthische soorten (Spearman R = 0.47, p = 0.081), terwijl opnieuw de biomassa van deze soorten als niet bepalend voor de verspreiding van de bonte strandloper kan worden beschouwd (R = -0.01, p = 0.981) (fig. 15.4). Met de dieper levende soorten

werd geen enkele significante correlatie vastgesteld (dichtheid: R = 0.02, p = 0.954; biomassa: R = 0.39, p = 0.147) (fig. 15.5).



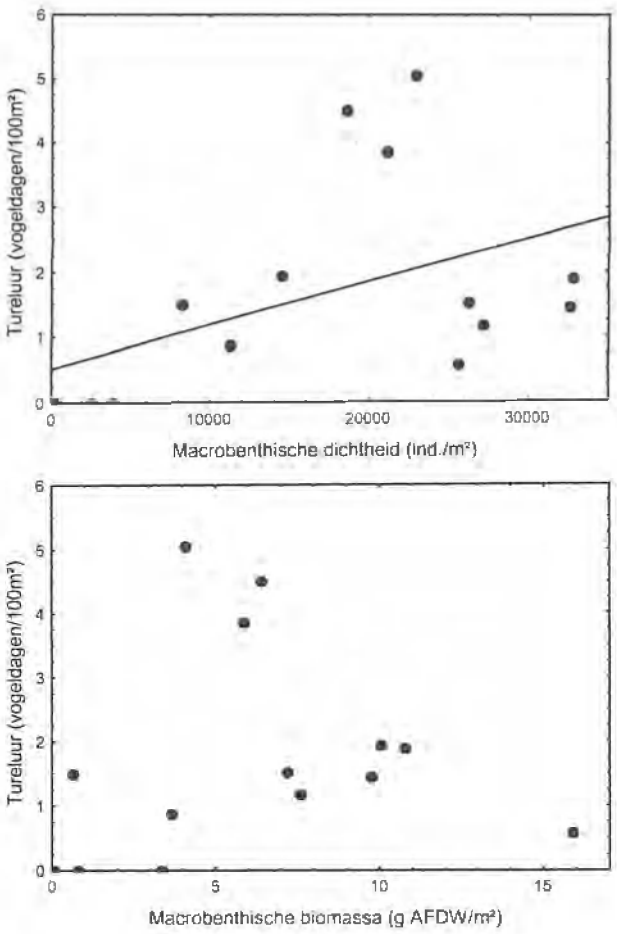
Figuur 15.4 - Relatie tussen de verspreiding van de bonte strandloper en de dichtheid (links) en biomassa (rechts) van de aan het oppervlak levende macrobenthische soorten.



Figuur 15.5 - Relatie tussen de verspreiding van de bonte strandloper en de dichtheid (links) en biomassa (rechts) van de dieper levende macrobenthische soorten.

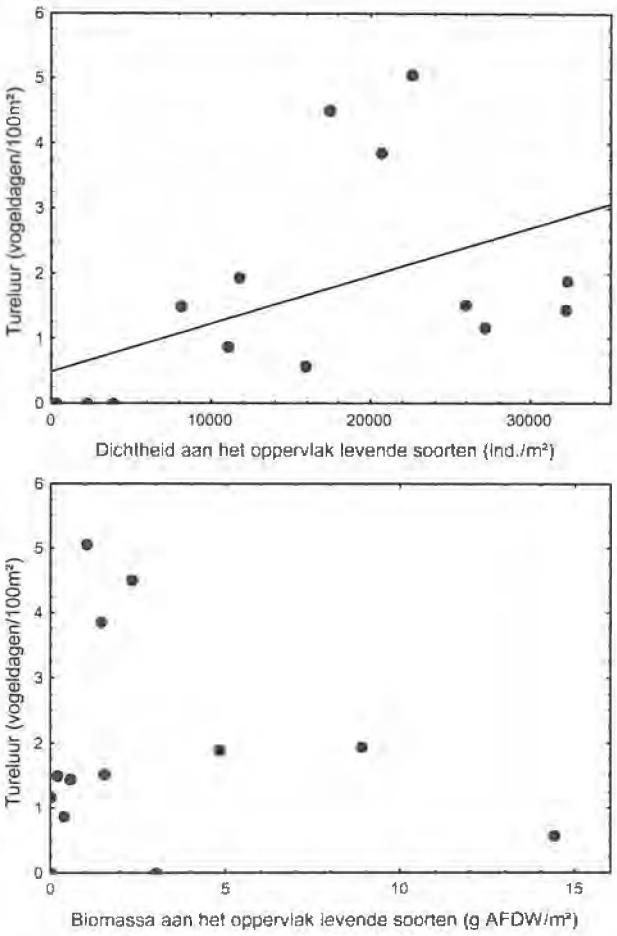
*15.3.2 Tureluur (*Tringa totanus)

De verspreiding van de tureluur vertoont een significante en positieve correlatie met de macrobenthische dichtheid (R = 0.47; p = 0.078), terwijl geen correlatie met de macrobenthische biomassa werd gevonden (R = 0.18; p = 0.512) (fig. 15.6).

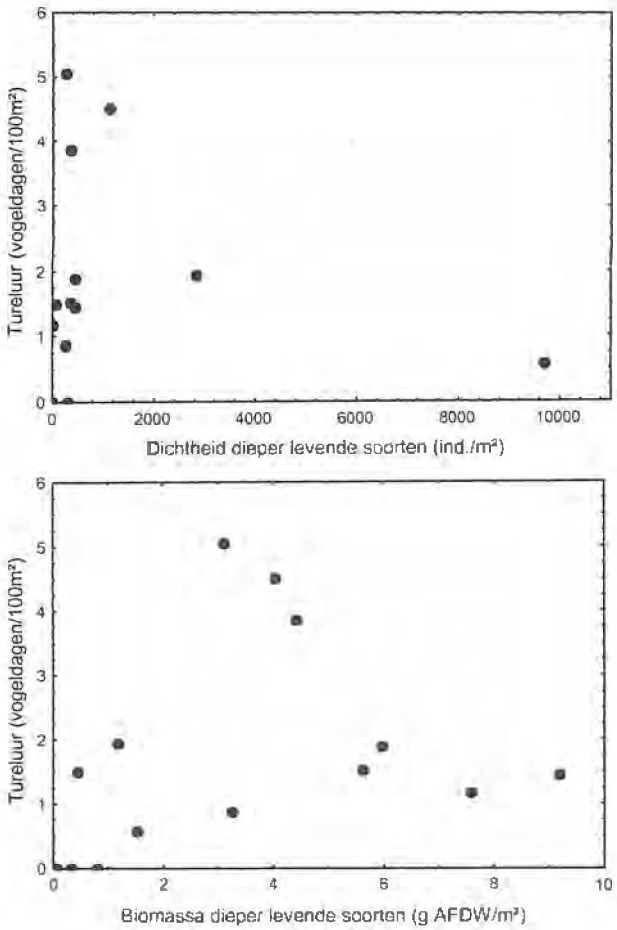


Figuur 15.6 - Relatie tussen de verspreiding van de tureluur en de macrobenthische dichtheid (links) en macrobenthische biomassa (rechts)

Wat betreft de verticale distributie van de verschillende macrobenthossoorten in de bodem, wordt enkel een significante relatie met de dichtheid van de aan het oppervlak levende soorten ($R = 0.50$; $p = 0.056$) gevonden (fig. 15.7). De dichtheid aan tureluur blijkt niet significant gecorreleerd te zijn met de biomassa van de aan het oppervlak levende soorten ($R = -0.03$; $p = 0.905$), noch met de dichtheid en biomassa van de dieper levende soorten (respectievelijk, $R = -0.09$; $p = 0.747$ en $R = 0.34$; $p = 0.220$) (fig. 15.8).



Figuur 15.7 - Relatie tussen de verspreiding van de tureluur en de dichtheid (links) en biomassa (rechts) van de aan het oppervlak levende macrobenthische soorten.



Figuur 15.8 - Relatie tussen de verspreiding van de bonte strandloper en de dichtheid (links) en biomassa (rechts) van de dieper levende macrobenthische soorten.

15.4 Conclusie

De vrij lage correlatiecoëfficiënten, gecombineerd met de algemeen hoge p-waarden, kunnen als indicatief voor een hoge ruis binnen de dataset worden beschouwd. Deze ruis werd mogelijk veroorzaakt door o.a. (1) het tijdsverschil van één jaar tussen de vogeltellingen en de macrobenthosopnames, (2) het relatief lage aantal vogeltellingen, gegeven de mobiliteit van de beide soorten en (3) het soms lage aantal macrobenthosstalen per zone, met een verlaagde representativiteit als gevolg.

Toch kunnen enkele opmerkelijke waarnemingen gedaan worden:

Zowel bonte strandloper als tureluur blijken in hun verspreiding gedeeltelijk bepaald te worden door de dichtheid van het macrobenthos: hoe hoger de dichtheid aan macrobenthische organismen, hoe hoger de dichtheid van de foeragerende vogels.
De steeds significante relatie met de macrobenthische dichtheid staat in schril contrast met de nooit significante relatie met de macrobenthische biomassa. Hieruit kan besloten worden dat de trefkans (afhankelijk van de dichtheid) sterker bepalend voor de verspreiding van de vogels is dan de opgenomen voedingswaarde (afhankelijk van de biomassa).

Vooral de aan het oppervlak levende macrobenthossoorten structureren de ruimtelijke verspreiding van de vogels, terwijl dieper levende soorten geen enkele structurerende waarde opleveren. Zowel bonte strandloper als tureluur lijken dus soorten die hun voedsel nabij het bodemoppervlak zoeken.

Ondanks het beperkte aantal waarnemingen, kan daarmee gesteld worden dat het macrobenthos als bepalende factor in de verspreiding van de steltlopers in de slikken van de IJzermonding kan beschouwd worden.

16 Evaluatie, twee jaar na de laatste grootschalige natuurherstelwerken

Maurice HOFFMANN (redactie)

16.1 Inleiding

Slechts 2 jaar nadat de grootschalige natuurherstelwerken in maart 2004 werden afgerond is het nog zeer vroeg om reeds een evaluatie te doen van de condities en responsvariabelen en hebben we nog maar een globaal idee van de trends die de ontwikkelingen in het gebied vertonen. Sommige grootheden zijn al beter in te schatten dan andere, maar, vertrekkend van het processchema (fig. 2.1), moeten we meestal concluderen dat er nog onvoldoende tijd verstreken is om reeds goed gefundeerde evaluaties te doen, waardoor verdere monitoring nodig is.
Dat neemt niet weg dat een aantal trends zich aftekenen en dat daarmee een globale evaluatie zich reeds aandient. Hieronder worden de evaluaties samengebracht, die in de hiervoor individueel behandelde monitoringsonderdelen werden besproken en worden deze samengevat tot een globale evaluatie, die richting moet geven aan het ontwerpbeheersplan. Indien nodig wordt behalve een evaluatie van de trends ook commentaar geleverd op de in de toekomst verder te zetten of nieuw te nemen monitoringsinitiatieven, die we nodig achten om de ontwikkelingen efficiënt en effectief op te volgen.

16.2 Evaluatie van de condities

16.2.1 Sedimentatie en erosie

De nieuwe baggermethode kan impliceren dat slib in de vaargeul moeilijker op de slikken kan terechtkomen, afhankelijk van de energie om het op te woelen. Bijgevolg kan het zijn dat geërodeerd slib van het huidige slik in de vaargeul terechtkomt waar het bezinkt en verloren gaat voor de opbouw van het slik. Een gelijkaardig probleem doet zich voor in Folkestone (U.K.) waar de vorming van een nieuw slik ter compensatie van een nieuwe containerterminal niet lukt omwille van de overbaggering nodig om de nieuwe terminal toegankelijk te maken voor de containerschepen (pers. med. HR Wallingford).

Op basis van punt- en transectmetingen en visuele interpretatie van de toestand op het terrein konden volgende vaststellingen worden gedaan inzak sedimentatie en erosie:

1. In het tijdok is opmerkelijke afkalving van de oevers zichtbaar. Hierbij komt de oorspronkelijk stenen oeverwand van het tijdok gedeeltelijk bloot, met name tegen de noordelijke steiger waar zich de tijpost op bevindt.
2. Net boven de HW-lijn is een overgeconsolideerde kleilaag te zien, die in brokken afbreekt. De losse kleiblokken worden door werking van schuren en stroming omgevormd tot ronde, brosse keitjes.
3. De afwezigheid van de kleilaag op bepaalde plaatsen, zoals aan de hoogwaterlijn in het tijdok, en het eroderen van de kleilaag waar ze uitsteekt doen vermoeden dat er sterke krachten werken. Nochtans lijkt het onmogelijk dat, in het bijzonder aan de HW-lijn, er sterke stromingen of golven komen.
4. Ook aan de LW-lijn is er erosie van de oude sliklaag te zien. Op sommige plaatsen zijn er kliffen van 30 cm. De erosie van de oude kleilaag gebeurt in brokken.

5. Op sommige hoger gelegen plaatsen is er vermoedelijk sedimentatie van een slibfractie (o.a. tussen transecten 4 en 7, d.w.z. ter hoogte van de oude scheepshelling, met een dikte van enkele millimeters. Echter dit gebied was nog tot begin 2003 onderworpen aan snelle veranderingen wegens de grondwerken voor de doorsteek naar het achtergelegen gebied, en zal dus na de werken opnieuw moeten worden geëvalueerd.
6. Vergeleken met augustus 2001 lijken de geulen in het tijdok toegenomen in aantal en diepte. Tussen transecten 5 en 4 is een zeer diepe hoofdgeul ontstaan (op sommige plaatsen meer dan 1 m diep), mogelijk ten gevolge van de werken in verband met de doorsteek naar het nieuwe achtergelegen deel van het gebied.

Op basis van de puntmetingen en visuele interpretatie van de toestand op het terrein konden volgende vaststellingen worden gedaan inzak de sedimentkarakterisering:

1. De hogere gedeelten van het geëxponeerde intertidaal kennen allemaal een toename van de zandfractie. Een deel van het zand lijkt afkomstig van afkalving van de wanden van het voormalige tijdok. Op de meeste plaatsen is de slibfractie kleiner dan 30% en vindt men een toplaag van zandrijk sediment.
2. De kreken in het oude schor (transect 4) zijn verder aan het verzanden.
3. In de lagere gedeelten (beneden 3m) is er veel dynamiek. Vaak is er een dun laagje zacht slib aanwezig op een steviger ondergrond. De bodem blijft hier verweekt omdat de droogliggingsperiode hier het kortst is.
4. Zacht slib is vooral te vinden in de nieuwe gedeelten waar klei werd gestort, m.a.w. het voormalige tijdok en de voormalige toegang tot de scheepshelling. Dit slib zal waarschijnlijk nog consolideren, want haar draagkracht bleek veel lager dan die van het zuidelijke slik.
5. De interpretatie van de veranderingen in draagkracht van de bodem kunnen op diverse manieren worden verklaard: seizoenseffecten (biotische activiteit), een mogelijke toename van de zandfractie en consolidatie van slib.
6. Het lagunedeel van het intertidale gebied kon wegens zijn korte levensduur nog onvoldoende onderzocht worden. Er is wel aanvoer van slib door erosie van het materiaal van het oude intergetijdengebied op de plaatsen waar de kreek doorstoot naar het achterland. Te verwachten is dat deze bron van slib zal "opdrogen". Het is afwachten of er sediment van de IJzer tot in de lagune geraakt. Hierover zijn er nog onvoldoende data verzameld. Bij gebrek aan aanvoer van slib, is het waarschijnlijk dat dit gebied zal verzanden.
7. Uit de puntmetingen in het kader van het benthosonderzoek blijkt dat de kreek van Lombardsijde zeer slibrijk is. De slibfractie is nergens zo hoog als in dit door de herstelwerken niet beïnvloede, in de luwte gelegen gebied. In het nieuwe intertidale, geëxponeerde gebied kenmerkt vooral de omgeving van de nieuw gevormde geul zich door een hogere slibfractie; het heeft er alle schijn van dat de sedimentsamenstelling een gezonde intertidale benthosfauna tot stand kan doen komen (grotendeels reeds gerealiseerd), tenzij op de hogere intertidale gebieden, die een hoge zandfractie vertonen.

16.2.2 Algemene topografie

De verschillende topografische metingen tonen aan dat nog vrij belangrijke wijzigingen optreden in het intergetijdengebied, en dat de tijdsduur van het project nog te kort is om het sedimentatie-erosie evenwicht vast te stellen. Doordat de werken op het terrein nog tot ruim binnen de projectperiode duurden, werden de natuurlijke processen nog sterk verstoord.

Uit de verzamelde gegevens zijn volgende trendindicaties te geven:
1. In de hoger gelegen gedeelten lijkt er aanzanding te zijn. De oorsprong van het zand is nog onduidelijk.
2. Aan de laagwaterlijn is er afkalving, die vermoedelijk wordt veroorzaakt door golfslag van het scheepsverkeer. Op verschillende plaatsen brokkelt de oorspronkelijke sliblaag af met hoogtes tot

30 cm. Mogelijk heeft de verdieping van de vaargeul ook een impact op deze afkalving ter hoogte van de laagwaterlijn.
3. Aan de hoogwaterlijn is er afkalving van de oevers van het voormalige tijdok.
4. Aan de randen van het resterend hoge gedeelte boven de voormalige scheepshelling is er ook afkalving in de vorm van afbrokkelend materiaal.
5. De nieuwe slikken lijken een evenwichtsprofiel na te streven dat lager ligt dan het oorspronkelijke intergetijdengebied.
6. Alle vermelde waarnemingen zouden kunnen wijzen op een streven naar een nieuw evenwicht waarbij het slik lager komt te liggen dan tevoren. Mogelijk is er een verband met het dieper baggeren van de vaargeul sinds 2001.
7. De eerste resultaten van het numerieke model geven een indicatie dat enkel al door de stromingspatronen van het water er effectief erosie mogelijk zou kunnen zijn in de intertidale zone.

16.2.2.1 Verdere monitoring

Door de grote ruimtelijke variatie in erosie en sedimentatieprocessen, blijken de puntmetingen niet altijd voldoende representatief voor een gebiedsdekkend interpretatie van de topografieveranderingen. Dit kan opgevangen worden door frequenter een DTM op te stellen (bij voorkeur jaarlijks). Cruciaal is daarbij dat het DTM gebaseerd is op bronnen die ook de laagste delen van het intertidaal includeren. Een nieuwe DTM bij laag-laagwater zou reeds veel extra inzicht geven in wat er is gebeurd sinds 2002. De gedetailleerde transectmetingen kunnen daarbij vrij gedetailleerde bijkomende informatie bezorgen.
Concluderend voor topografie en sedimentatie en erosie kunnen volgende suggesties gedaan worden voor de verdere monitoring:
1. Men zou bij voorkeur jaarlijks een nieuw DTM van het terrein bij laag-laagwater moeten opmaken.
2. Er zouden observaties en metingen moeten gebeuren om inzicht te verwerven in de mogelijke rol van eolisch transport. Observaties tijdens stormweer zijn daarbij absoluut noodzakelijk.
3. Er zou moeten worden gezocht naar de mogelijkheid om golven, veroorzaakt door de scheepvaart, te kunnen meten.
4. Bijkomende metingen over een volledige getijdencyclus (13-uursmetingen) zouden moeten uitgevoerd op verschillende dagen binnen de springtij-doodtijcyclus, en tijdens verschillende seizoenen om eventuele verschillen in sedimentfluxen waar te nemen.
5. Om meer inzicht te krijgen in het voorkomen van vloeibaar slib op de bodem van de IJzer zouden monsters van vlak boven de bodem moeten genomen worden voor analyse.
6. Metingen van sedimentconcentraties en snelheden in de verbindingskreek tussen IJzer en lagune zouden moeten worden uitgevoerd om inzicht te krijgen in de sedimentologische evolutie van dit achterland.
7. Om de oorsprong van de erosie beter te begrijpen is het wenselijk golven te meten, en met name te zien of er een verband is met golven veroorzaakt door scheepvaart.
8. Tevens zou men aandacht moeten besteden aan welk type schepen welke golven veroorzaken (voor de commerciële schepen speelt ook de diepgang, m.a.w. de belasting, een rol). Juist aan de LW- en HW-lijn varieert het waterpeil het traagst en blijft dezelfde plaats het langst onderhevig aan brekende golven.

16.2.3 Hydrologie

Uit de hydrologische waarnemingen zijn in functie van de vooraf gestelde beheersdoelstellingen geen directe maatregelen gericht op een ingrijpende verandering in de hydrologie noodzakelijk. De belangrijkst hydrologische conditie was de creatie van zout-zoetgradiënten. De hydrologische

waarnemingen op de overgang van schor naar duin geven aan dat hier effectief duidelijk zout-zoetgradiënten ingesteld zijn, wat overeenstemt met de gewenste situatie.
Wat op voorhand niet echt ingecalculeerd was in het ecologische streefbeeld en bij de uitvoering van de herstelwerken, was het spontane ontstaan van zoete kwelwaterzones tussen transect 6 en 7. Uit de lithografische gegevens van het deelgebiedje blijkt hiervoor een ondiep zittende kleilaag verantwoordelijk te zijn waarop zoet grondwater horizontaal afstroomt dat uittreedt in de lager gelegen zones waar deze kleilaag dagzoomt. Algemeen wordt deze extra dimensie qua habitatdiversiteit geapprecieerd en bewerkstelligt ze een toename aan biodiversiteit. Anderzijds stelt het achterliggende gebied (de omgeving van transect 6) een beheersprobleem, gelet op de weinig soortenrijke, vrij monospecifieke ruige grasvegetaties die er voorkomen en die de neiging hebben tot ruderaliseren. Vandaar dat het gunstig zou zijn om dit gebied een nieuw reliëf te geven door lokale afgravingen, waarbij er uiteraard over gewaakt moet worden dat de begraven kleilaag niet wordt aangetast om wegpercoleren van het infiltratiewater te voorkomen.

16.2.4 Zaadbank

Voor het realiseren van de habitatdoeltypen is de aanwezigheid van diasporen van de kenmerkende soorten uiteraard cruciaal. Het beperkte aantal echte duingraslandsoorten in de zaadbank betekent dat ze van ver moeten aangevoerd worden, wat niet evident is, gelet op de relatief hoge isolatiegraad van het gebied. Mogelijke zaadbronnen voor soorten als duinbergvlas (*Thesium humifusum*) en nachtsilene (*Silene nutans*) liggen op minstens enkele km. Anderzijds blijken reeds heel wat Polygolo-Koelerion soorten aanwezig te zijn in het studiegebied waardoor allicht ook de nodige diasporen aanwezig zullen zijn.
Het beperkte aantal schorsoorten in de zaadbank van schor en nieuw-intertidaal zal de schorontwikkeling van deze laatste in zekere mate vertragen. Schorsoorten kunnen alleen via zaaddispersie en kolonisatie het nieuwe gebied gaan bevolken. Weliswaar zijn de belangrijkste annuellen in relatief grote aantallen aanwezig, enkele overblijvende soorten zijn echter zeldzaam. De verder nog te bespreken recente vegetatieontwikkelingen in de nieuwe intertidale gebieden bevestigen het vermoeden dat de nieuwe schorgebieden niet direct vol zullen staan met het hele spectrum aan schorplanten: zeekraal (*Salicornia europaea* en *S. procumbens*), klein schorrenkruid (*Suaeda maritima*) en beide schijnspurrie (*Spergularia*) soorten koloniseren de nieuwe gebieden zeer snel en relatief massaal, van overblijvende schorsoorten is vooral lamsoor (*Limonium vulgare*) maar ook reeds gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*) en strandkweek (*Elymus athericus*) reeds succesvol in de kolonisatie. Soorten als zeeaster (*Aster tripolium*), schorrenzoutgras (*Triglochin maritimum*) en zeealsem (*Artemisia maritima*) arriveerden nog niet of nauwelijks in de nieuwe gebieden.

16.3 Evaluatie van de biologische responsvariabelen

16.3.1 Flora en vegetatie

Voor de evaluatie van de vegetatieontwikkelingen na de herstelwerken (hs. 11.8) werd enerzijds gebruik maken van de oppervlakteontwikkeling van karteringseenheden per habitatrichtlijncode en anderzijds van de habitatdoeltypen, die per deelgebied werden geformuleerd (hs. 4.1 en 4.2). Daarbij werd stilgestaan bij de kwaliteit van de verschillende deelgebieden aan de hand van de soortensamenstelling van de vegetatietypen en de verder verwachte successie onder invloed van het beheer. Een globale evaluatie wordt gegeven in tabel 16.1.

Tabel 16.1 – Evaluatie van de vegetatieontwikkelingen in het VNR De IJzermonding sinds de natuurherstelwerken per habitatdoeltype.
De symbolen geven de toename in oppervlak (bij een ongewenst type moet een + dus als negatief beschouwd worden), de globale floristische kwaliteit en de toekomstverwachtingen op basis van de vastgestelde successiepatronen in de permanente kwadraten.

habitat-/ natuurdoeltype	oppervlak	kwaliteit	toekomstverwachting
stuivend open duin	++	±	-
Ammophilion arenarii	++	±	-
kalkrijk mosduin en duingrasland	+	±	+
Tortulo-Koelerion	--	-	-
Polygalo-Koelerion	±	±	+
Plantagini-Festucion	+	+	+
staand open zoet water	0	+	±
staand open zout water	+	+	-
vochtminnende ruigtevegetaties met riet	+	±	+
getijdengeul	+	++	+
slikken en schorren	+++	+	++
zoutwaterslikken met rijke benthosgemeenschap (1140)	+++	+	+
Thero-Salicornion (1320)	+++	++	+
Spartinion (1310)	±	+	+
Puccinellion maritimae (1330)	±	±	++
Armerion maritimae (1330)	++	+	++
zout rietland	+	+	++
slufter, vloedmerk, embryonaal duin	±	+	+
Saginion maritimae	-	-	±
Atriplicion litoralis en Salsolo-Honckenion peploidis	±	+	+
Agropyro-Honckyenion peploidis	-	-	-
struweel	-	-	+
Hippophaeetum	-	-	+

16.3.2 Ongewervelden van schor en duin

Hoewel de resultaten voor loopkevers en spinnen hoopgevend en interessant zijn, onder meer door het optreden van een aantal voor het gebied nieuwe soorten (o.a. een loopkever en spinnensoort nieuw voor ons land), en door de vastgestelde uitbreiding van een aantal doelsoorten (typische soorten en/of Rode Lijstsoorten) in de nieuw ontstane habitats, is het duidelijk dat we slechts de prille beginsituatie hiervan aan de IJzermonding vastgelegd hebben gedurende het MONAIJ-project. Om tot een meer gefundeerde evaluatie te komen van de invloed van de uitgevoerde natuurherstelwerken op langere termijn, is daarom een verdere monitoring van het gebied zonder meer noodzakelijk. Dergelijke vervolgmonitoring is daarenboven ook van fundamenteel wetenschappelijk belang tegen de achtergrond van onze langetermijndata die inmiddels reeds sinds 1990 onafgebroken in het gebied verzameld worden (en nog steeds worden verder gezet). Dit moet ons immers in staat stellen het onderscheid te maken tussen gerichte veranderingen (ten gevolge van ecologische processen) of wijzigingen ten gevolge van (al dan niet stochastische) populatiedynamische schommelingen (van jaar tot jaar) in de loopkever- en spinnenpopulaties.

Een belangrijk bijkomend aspect dat totnogtoe niet echt aan bod kwam omvat populatiegenetische aspecten van een aantal van onze doelsoorten. Hiervoor hebben we in eerder onderzoek (o.a. binnen het kader van VLINA96/01, zie ook bijgevoegde referenties) een aantal loopkevers, spinnen en amphipoden onderzocht op hun genetische diversiteit en differentiatie in Vlaamse schorren, waaronder de IJzermonding. Het zou dan ook bijzonder interessant zijn dergelijk onderzoek in de toekomst te herhalen en te vergelijken tussen nieuw ontstane en oudere zones van de schorren van de IJzermonding, voor soorten die vroeger reeds in het gebied voorkwamen, zowel als voor eventueel nieuw verschenen of nog te verwachten loopkevers of spinnen waarvoor we reeds van andere gebieden over genetische informatie beschikken. Deze populatiegenetische gegevens kunnen van groot belang

zijn in het kader van het inschatten van de overlevingskansen op langere termijn van de onderzochte populaties.
Tenslotte stellen we reeds enkele jaren vast dat in het oudere schorrengedeelte verdergaande verzanding en in toenemende mate blijft optreden. De waargenomen loopkevers en spinnen op de nieuw ontstane schorren wijzen ook eerder naar een evolutie op vrij zandig i.p.v. kleiig substraat. Het lijkt dan ook voor de hand te liggen dat er op korte zowel als lange termijn nieuwe ingrepen of bijsturingen zullen nodig zijn om te vermijden dat deze evolutie zich verder doorzet met eventueel verlies of ernstige bedreigingen voor typische en bijzonder zeldzame soorten van loopkevers en spinnen.

Voor de Dansvliegen (Empididae) worden volgende vaststellingen gedaan:

7. Er treedt snelle kolonisatie van de nieuwe gebieden door de doelsoorten;
8. Sites met vochtige bodems zijn het rijkst aan doelsoorten;
9. De verstoring door de werken zelf is zichtbaar door het optreden van doelsoorten van andere habitats, wat waarschijnlijk te wijten is aan de talrijke ingrepen in de habitats van het gebied;
10. Nieuwe soorten duiken op in het gebied door de nieuw gecreëerde habitats;
11. De dynamiek in het gebied heeft een positief effect op de diversiteit. De doelsoorten van duin, schorre en overgang van zoet- naar zoutwatergebieden zijn blijkbaar goed aangepast aan deze dynamiek;
12. Refugia onder de vorm van struwelen zouden positief zijn voor bepaalde (doel)soorten van de dansvliegengroep.

De reeds bestaande en de nieuw gecreëerde habitats in het natuurreservaat vertonen een relatief rijke slankpootvliegenfauna (Dolichopodidae) met een aantal typische kustsoorten.
Pollet & Grootaert (1996) stelden vast dat open, kortgrazige duinhabitats voornamelijk gekenmerkt worden door kleinere *Chrysotus*- en *Medetera*-soorten, terwijl de aanzienlijk grotere soorten uit de genera *Dolichopus* en *Hercostomus* de fauna's van de struwelen domineren.
De vergelijking van de jaarlijkse vangstopbrengsten tijdens het MONAIJ-project (2001-2003) wees uit dat de soortenrijkdom in de drie bemonsterde habitats (de zeereepduinen, de helmdijk aan de oostrand van het voormalige tijdok en de aangelegde drinkpoel, de laatste twee zijn nieuw aangelegd) systematisch stijgt.
Op de helmdijk (GV) steeg de abundantie van de 4 psammofiele (en dus voor deze habitat typische) soorten, waarvan *M. petrophiloides* en *S. maritimus* enkel aan de kust voorkomen.
De oeverfauna (SV) lijkt sterker aan jaarlijkse klimatologische schommelingen onderhevig. Opmerkelijk in deze habitat is wel het verschijnen van *Tachytrechus insignis* in 2002. Deze soort van zandige oevers was voorheen enkel van Vilvoorde (1945), Ettelgem (1983) en De Panne (1989) bekend en was, niettegenstaande de vroegere intensieve bemonsteringen te Nieuwpoort (Pollet & Grootaert, 1994a, b, 1996), er nog nooit eerder vastgesteld. *Hydrophorus praecox* is tevens een opvallende introductie, die weliswaar van De Panne (1988) en Knokke (1989) gekend is. De verwante *H. viridis* is wellicht de zeldzaamste "nieuwe" soort die te Nieuwpoort werd verzameld. Deze soort is immers van slechts drie locaties gekend in België nl. Hekelgem (1894!), De Panne (1938) en recent Ettelgem (1983). *Aphrosylus celtiber* is tussen 1981 en 1997 eveneens slechts van één lokaliteit gekend, maar werd meer recent op verschillende plaatsen langsheen de kust waargenomen (Pollet, ongepubliceerde data).
Vier typische soorten van slikken en schorren die in 1991 of 1992 voor het laatst aan de IJzermonding werden verzameld, werden tijdens het MONAIJ-project (nog) niet teruggevonden: *Dolichopus strigipes*, *Muscidideicus praetextatus*, *Poecilobothrus principalis* en *Rhaphium consobrinum*. De volgende soorten zijn eveneens karakteristiek voor deze habitat, maar werden nog niet eerder aan de IJzermonding waargenomen: *Dolichopus sabinus*, *Syntormon filiger*, *Thinophilus flavipalpis* en *T. ruficornis*. Buiten de laatste soort werden ze wél van "Het Zwin" te Knokke gemeld.

Het is niet uitgesloten dat deze soorten als gevolg van het huidig MONAIJ-natuurherstelplan "De IJzermonding" nog zullen koloniseren, te meer daar vermoed wordt dat ze in de achterliggende polders mogelijk nog in kleine, plaatselijke populaties voorkomen.

16.3.3 Macrozoöbenthos

Macrobenthos, ruimtelijk

De IJzermonding kan volgens de indeling van Reise (1985) getypeerd worden als een beschut strand/slik dat begrensd wordt door een uitgebreid schorgebied. Dit maakt dat de fysische stress op de lokale infauna, veroorzaakt door stromingen en golfslag eerder klein is. Het effect van droogtestress manifesteert zich enkel in het grensgebied tussen slik en schor of op die plaatsen die enkel bij springtij worden overspoeld. Aangezien het slik op de meeste plaatsen slibrijk is, zal bij laagwater het sediment op kleine diepte nog ruim verzadigd zijn met water en opgeloste O_2.

De verspreiding van aggregaties van onder andere de kokerbewonende amphipode *Corophium volutator*, de kokerwormen *Pygospio elegans* en *Streblospio benedicti* en verschillende schelpsoorten (vb. *Macoma balthica, Cerastoderma edule*, ...) zijn gerelateerd met zowel fysische (getijdenbereik, sediment) als biologische factoren (predatie en/of competitie) (Flach, 1992a; Flach & De Bruin, 1993). Olafsson & Persson (1986) zagen het patchy distributiepatroon van *C. volutator* als resultaat van competitie met *Nereis diversicolor*. Uit het verspreidingspatroon van beide soorten aan de IJzermonding kan dat inderdaad voor een groot deel bevestigd worden. In de zones waar de densiteiten van *N. diversicolor* laag waren, bleken de vlokreeftjes in zeer hoge dichtheden aanwezig te zijn. Behalve voor *N. diversicolor*, dient *C. volutator* onder andere ook als belangrijke voedselbron voor grondels (*Pomatoschistus minutus*) (Jaquet & Raffaelli, 1989), garnalen (*Crangon, crangon*) en vogels. De mate waarin deze predatie invloed heeft gehad op de verspreiding of de dichtheden van *C. volutator* kon niet worden nagegaan. De stalen werden immers steeds genomen bij afgaand tij, nog voordat er foeragerende vogels aanwezig waren.

De algemene densiteiten van het macrobenthos van de IJzermonding waren vergelijkbaar met soortgelijke studies in gematigde klimaten en soortgelijke habitats (zie tabel 13.3). Beukema (1976), Reise (1985) & Ysebaert et al. (1993, 2003) stelden reeds dat de infauna van een slik een zonaal verspreidingspatroon vertoont afhankelijk van onder meer het tijbereik en het sedimenttype. Daarnaast werden ook de grootte, de voedingswijze en de mobiliteit van deze organismen bepalend geacht voor hun distributiepatroon. Beukema (1976) constateerde maximale dichtheden rond het midtijniveau, waar het slibgehalte intermediaire waarden aannam. De dichtheden verminderden zowel in de richting van de slibrijkere hogere gedeelten van het slik als naar de wat zanderige lager gelegen strata. Ook de infauna van de IJzermonding bereikte haar maximale densiteiten rond het middengedeelte (op ca. +2,5 m MLLWS) van het slik. Deze densiteitpieken waren voor het grootste deel toe te schrijven aan de aanwezigheid van *Corophium volutator*. Hoewel deze soort een ruime verspreiding vertoont, verkiest het voornamelijk de bovenste slibberige intertidale zones van het slik (Flach & De Bruin, 1993). De middenintertidale secties van het slik van de IJzermonding blijken opgebouwd te zijn uit redelijk stabiele slibplateaus, die waarschijnlijk het gevolg zijn van de relatief lage stroomsnelheden en het ontbreken van een echt golfslag bij opkomend tij. Ze vormen een ideale habitat voor *C. volutator*. In deze slibrijke sedimenten staan ze in voor een actieve irrigatie en een diepere oxygenatie van het sediment (Reise, 1985). Dit laatste zorgt voor een intense nitrificatie, waarbij voedingstoffen zoals stikstof, nitraat en ammonium vrijkomen. Dit extra aanbod van voedingsstoffen trekt ook andere benthische organismen aan, met als gevolg soms zeer hoge dichtheden. Positieve correlaties werden eveneens gevonden tussen *C. volutator* enerzijds en *Tubificoides benedeni, Pygospio elegans, Heteromastus filiformis, Macoma balthica, Nereis diversicolor* en *Eteone longa* anderzijds.

Experimenten met *Macoma balthica* hebben ook uitgewezen dat zich binnen schelpenaggregaties een vorm van 'gardening' afspeelt (Reise, 1983). *Macoma balthica* stimuleert namelijk de groei van microalgen en bacteriën, die op hun beurt dan als voedsel kunnen dienen voor kleine zoöbenthossoorten. De densiteiten van *M. balthica* bleken op het slik anno 2004 inderdaad positief gecorreleerd te zijn met volgende soorten: *E. longa, H. filiformis, N. diversicolor* en *T. benedeni*.

De maximale soortenrijkdom bleef beduidend lager in vergelijking met andere estuaria (zie tabel 13.3). Vijf mogelijke verklaringen kunnen hiervoor gevonden worden:

6. Er werd slechts 1 replica genomen op elk bemonsterd station in 2004. De kans dat hierdoor veel zeldzame soorten worden gemist, is vrij groot;

7. De soortenrijkdom is sterk seizoensafhankelijk (Beukema, 1979). Verschillende soorten vertonen immers seizoenspatronen die veelal resulteerden in een drastische afname in densiteit gedurende het najaar en de winter (Van Coolen, 2004); alle staalnames werden steeds genomen in het late najaar;
8. Er hebben mogelijke seizoensmigraties plaatsvonden van het intertidale naar het subtidale milieu (Reise, 1985). Omdat er geen subtidale stalen werden genomen kon dit echter niet bevestigd worden;
9. Door de afgeschermde ligging van het slik zouden zich moeilijker nieuwe soorten kunnen vestigen;
10. Er heeft zich na drie jaar nog geen echte volwaardige climaxgemeenschap kunnen opbouwenn (Beukema et al., 1999).

Een combinatie van al deze factoren zou de relatief lage soortenrijkdom kunnen verklaren. Het argument dat er zich in de IJzermonding nog geen echte volwaardige gemeenschap zou hebben gevestigd, werd afgeleid uit de gemeenschapstructuur die werden geïdentificeerd in analoge studies (zie tabel 13.3). In vergelijking met de andere gebieden werden er aan de IJzermonding amper adulte schelpdieren (Mollusca) aangetroffen. De enige soort die wel met regelmaat en in aanzienlijke densiteiten werd teruggevonden, was *Macoma balthica* (nonnetje). Andere soorten zoals *Cerastoderma edule, Scrobicularia plana, Mya arenaria* en *Hydrobia ulvae* (gastropode), die regelmatig en soms in hoge dichtheden worden aangetroffen in dergelijke habitats (Van Coolen, 2004; Ysebaert, 1993; Reise, 1985; Beukema, 1979), werden nauwelijks of niet gevonden. Opvallend was de totale afwezigheid van *Hydrobia ulvae*, een kleine slakkensoort die normaal zeer algemeen en zelfs in zeer hoge dichtheden wordt teruggevonden in de Europese estuaria. In het Zwin is dit de belangrijkste molluskensoort (Van Coolen, 2004). De geringe biomassa is dan ook duidelijk gerelateerd met de afwezigheid van Mollusca in het studiegebied. In periodes van koude (cfr. onze staalnames) is bekend dat verschillende mollusken zich dieper gaan ingraven (> 15 cm) met als resultaat dat ze niet meer bemonsterd zouden worden. Bij extreme koude verdwijnen ze soms volledig (migratie, mortaliteit). Op diverse plaatsen werden echter diepere staalnames (> 15 cm) verricht, maar zonder resultaat. Drie jaar na de initiële verstoringen, werden anno 2004 maximale biomassa's geconstateerd in de meest verstoorde zone (SV). Een combinatie van hoge densiteiten van *M. balthica* en zeer hoge *C. volutator* dichtheden maakten het verschil. In de minder verstoorde gebieden nam de polychaet *Nereis diversicolor* de plaats van *M. balthica* in als grootste biomassaleverancier. Het feit dat er in het meest verstoorde gebied zowel grote als kleine exemplaren van *M. balthica* werden aangetroffen kan wijzen op een zeker herstel van dit gebied.

Macrobenthos in de tijd

Het *totale aantal soorten* per staalnamemoment stijgt sterk (+79%) doorheen de monitoringperiode. Deze stijging in diversiteit wordt bevestigd door de stijging in soortenrijkdom per staal. Gezien de beide waarden nog geen plateau bereiken, kan worden verwacht dat de diversiteit in de toekomst nog kan toenemen en vergelijkbare waarden kan aannemen als in soortgelijke habitats in de Westerschelde en het Zwin (Ysebaert et al, 2003; Van Coolen, 2004).

De toenemende diversiteit wordt – zij het iets minder eenduidig – bevestigd door de soortenrijkdom op stationsniveau: een licht stijgende trend wordt in nagenoeg alle deelgebieden en hoogtezones doorheen de monitoringperiode waargenomen. Ook het totaal aantal soorten op stationsniveau stijgt – echter niet eenduidig – doorheen de tijd en dit op hoogtezone en deelgebiedniveau.

Ondanks de stijgende diversiteit verdwijnen verschillende soorten schijnbaar uit het gebied. De overgrote meerderheid van verschenen en verdwenen soorten kunnen (waarschijnlijk) worden toegeschreven aan een niet-representatieve bemonstering: de kans om een aanwezige soort daadwerkelijk te bemonsteren is positief gekoppeld aan de densiteit: er bestaat dus een reële kans dat zeldzame soorten niet altijd worden gevonden bij de gegeven bemonsteringsdichtheid. Dit blijkt te kloppen voor alle verschenen en verdwenen soorten (max. densiteit, 5 ind/0,01m²; max. frequentie, 6% van de stalen), behalve voor *Streblospio benedicti* die in 2004 abundant en frequent in het gebied wordt waargenomen. Hieruit kan worden afgeleid dat enkel *S. benedicti* duidelijk nieuw in het gebied wordt aangetroffen of in ieder geval in de eerste periodes te zeldzaam was om een hoge bemonsteringstrefkans te hebben.

Het verschijnen van *S. benedicti* kan echter niet worden toegeschreven aan herstel van het macrobenthos na de werken. De soort koloniseert voornamelijk het onverstoorde en het licht verstoorde deelgebied, waardoor dit fenomeen eerder als een natuurlijke invasie moet worden beschouwd.
De soortenrijkdom is negatief gecorreleerd met de korrelgrootte: hoe grover het sediment, hoe lager de soortenrijkdom. Aangezien de sedimenten – ondanks de sterke temporele variabiliteit binnen het sediment – geen eenduidige vergroving of verfijning binnen de stations vertonen, lijkt de stijging van de soortenrijkdom doorheen de monitoringperiode niet uitsluitend te kunnen worden gekoppeld aan veranderingen in het sediment.

De 2x hogere macrobenthische dichtheid in januari 2004 (winter) in vergelijking met oktober 2001 (herfst) wijst op een stijgende macrobenthische *densiteit* als gevolg van het herstel na de werken.
De negatieve correlatie tussen de macrobenthosdichtheid en de verstoring (onverstoorde en licht verstoorde deelgebieden versus medium en sterk verstoorde deelgebieden), vooral opvallend in 2001, wijst op het verwachte negatieve effect van de natuurherstelwerken op de macrobenthosdensiteit: hoe sterker verstoord, hoe lager de dichtheid. Dit verschil wordt evenwel kleiner doorheen de monitoringperiode, wat opnieuw wijst op een herstel van het macrobenthos.
Ook de macrobenthosdensiteit is negatief gecorreleerd met de korrelgrootte: hoe grover het sediment, hoe lager de densiteit. Aangezien de sedimenten – ondanks de sterke temporele variabiliteit binnen het sediment – geen eenduidige vergroving of verfijning binnen de stations vertonen, lijkt de stijging van de densiteit doorheen de monitoringperiode niet te kunnen worden gekoppeld aan veranderingen in de sedimentsamenstelling.

Het Macrobenthos herstelt/ontwikkelt zich
Ondanks natuurlijke temporele variabiliteit, zijn zowel de macrobenthische soortenrijkdom als densiteit sterk toegenomen doorheen de monitoringperiode als gevolg van herstel van het macrobenthos na de natuurherstelwerken. Een stijging van de macrobenthosdensiteit werd voornamelijk waargenomen in de medium en sterk verstoorde deelgebieden en bevestigt het vermoeden van macrobenthisch herstel.

Herstel/ontwikkeling van het macrobenthos is nog niet voltooid
Het herstel van het macrobenthos is nog niet afgerond na drie jaar: verschillende soorten, aanwezig in de onverstoorde en licht verstoorde deelgebieden zijn (nog niet of nauwelijks) aanwezig in de medium en sterk verstoorde deelgebieden (vb. *Nereis diversicolor*, Oligochaeta spp. en *Streblospio benedicti*). Ook de multivariate analyse wijst op de aanwezigheid van een duidelijk verschil tussen de deelgebieden tot zelfs drie jaar na de werken.

16.3.4 Avifauna

Watervogels
Van zes typisch kustgebonden steltlopersoorten, waar we voldoende gegevens over hadden, werd het aantal vogeldagen van de periode net vóór en na het natuurherstelproject met elkaar vergeleken (Tabel 14.4). We zien duidelijk dat alle onderzochte soorten erop zijn vooruitgegaan. Bontbekplevier, bonte strandloper en tureluur kenden zelfs een toename van meer dan 50 %. Gezien de korte periode van onderzoek, waarbij drie seizoenen voor en drie seizoenen na het natuurherstelplan werden vergeleken, mogen we echter nog geen verregaande conclusies trekken uit dit resultaat. Bij heel wat soorten komen immers vrij aanzienlijke jaarlijkse schommelingen voor in de aantallen die niet noodzakelijk samenhangen met plaatselijke omgevingsfactoren. Alleen een doorlopende monitoring in de komende jaren kan een beter inzicht verschaffen in de gevolgen van het natuurherstelproject op de aanwezige vogelpopulaties. De voorlopige resultaten in Tabel 14.4 kunnen echter als een eerste indicatie gezien worden dat de natuurherstelmaatregelen resultaten opleveren.

De tellingen bij hoog water gaven een goed beeld van de soorten en de aantallen watervogels die in en rond de IJzermonding verblijven. De soortensamenstelling wordt sterk gedomineerd door enkele soorten maar kan sterk verschillen naargelang het seizoen. Vooral steltlopers vormen een belangrijke groep. De aantalstrend bij de verschillende soorten kan door verschillende factoren bepaald worden zoals de evolutie van de totale geografische populatie, plaatselijke habitatveranderingen, veranderingen in voedselaanbod (Evans & Dugan, 1984; Meire, 1993), weersomstandigheden (Goss-Custard *et al.*, 1996; Hammond & Pearson, 1994) en op langere termijn ook klimaatsveranderingen (Van de Kam *et al.*, 1999). Welke factoren aan de grondslag liggen van de waargenomen trends aan de IJzermonding is niet altijd duidelijk, mede omdat bepaalde gegevens ontbreken. Vaak is het ook een complex samenspel van factoren dat de uiteindelijke trend gaat bepalen. Met het verzamelen van gegevens over het aantalspatroon, de verspreiding en activiteit van watervogels in functie van het getij werd in de loop van het MONAIJ-project geprobeerd om een deeltje van deze puzzel op te lossen.

Bepaalde soorten zijn slechts gedurende een bepaalde fase van de tijcyclus aanwezig aan de IJzermonding. Dit hangt nauw samen met de functie die het gebied voor de soorten in kwestie vervult (foerageergebied, hoogwatervluchtplaats, slaapplaats of rustgebied). Bij hoogwater verzamelen zowat alle kustgebonden watervogelsoorten die aan de Westkust vertoeven zich aan de IJzermonding. Het gebied is dan ook van cruciaal belang als hoogwatervluchtplaats. Het belang als voedselgebied varieert sterk van soort tot soort. Soorten als steenloper en scholekster foerageren hoofdzakelijk buiten de IJzermonding terwijl soorten als tureluur en bontbekplevier bij laag water in het gebied aanwezig blijven, bonte strandloper zit ergens tussenin. Deze grote verschillen hebben vooral met de voedselhabitats en voedselkeuze van de verschillende soorten te maken. Bepaalde soorten foerageren in belangrijke mate op slijkgarnaaltjes (*Corophium volutator*), die overvloedig aanwezig zijn aan de IJzermonding (Decleer, 1986; hs. 13 van dit rapport). Scholeksters daarentegen zoeken voedsel op de stranden, terwijl steenlopers voornamelijk foerageren op strandhoofden. Het moment waarop deze soorten de IJzermonding verlaten, heeft ook te maken met het ogenblik waarop voedsel langs de stranden beschikbaar wordt. Zo verlaat steenloper de IJzermonding veel vroeger dan scholekster. De kleinere steenloper foerageert op kleinere organismen, die hij al vlug vindt op de droogvallende strandhoofden. (Hammond & Pearson, 1994, Van de Kam *et al.*, 1999; Volckaert *et al.*, in druk). Scholeksters eten echter voornamelijk kokkels, mosselen en wadpieren. Deze prooien komen pas voor in de onderste tijzone. Dit heeft ook gevolgen voor de duur van het foerageren. Scholeksters kunnen slechts gedurende een vrij beperkte tijd van de tijcyclus voedsel zoeken terwijl andere soorten gedurende het grootste deel van de cyclus actief blijven (bonte strandloper, tureluur, steenloper). Grotere vogelsoorten hebben een relatief lager metabolisme, waardoor kleinere soorten meer moeten foerageren om in hun energiebehoefte te kunnen voorzien (Van de Kam *et al.*, 1999). Het (nog) beperkte aanbod aan schelpdieren (nonnetje (*Macoma balthica*) is het belangrijkste maar nog altijd relatief weinig biomassa vertegenwoordigende schelpdier langs de IJzermonding; zie hs. 13.3.4.1)) is waarschijnlijk verantwoordelijk voor het beperkte foerageergedrag van de scholekster in het estuarium. Kokkel (*Cerastoderma edule*) en mossel (*Mytilus edulis*) werden nog nauwelijks respectievelijk niet waargenomen in het estuarium (zie hs. 13.4.4; zie ook Meire, 1993).

De belangrijkste foerageergebieden aan de IJzermonding zelf (seizoen 2002/03) waren de slikken in de deelgebieden oude marinebasis, Kreek Lombardsijde en schor 3. Stukken die het minst in trek zijn, waren schor 2 en het nieuwe schor. De dichtheid aan steltlopers op slikken is vaak gerelateerd aan de bodemgesteldheid (Summer *et al.*, 2002; Yates *et al.*, 1993). In slikkige bodems is er immers veel meer voedsel te vinden dan in zandige bodems (Zwarts, 1988; zie ook hs. 13.6.2 en 13.6.3 waar een duidelijke negatieve relatie tussen macrobenthossoortenrijkdom en -densiteit en korrelgrootte werd vastgesteld).
De belangrijkste hoogwatervluchtplaatsen situeren zich op de oude marinebasis en op schor 3. Deze gebieden waren eveneens belangrijke foerageergebieden, en veel soorten overtijen bij voorkeur dicht bij het gebied waar er het meeste voedsel te vinden is (Van de Kam *et al.*, 1999). Wat echter ook opvalt, is dat de gebieden die niet of minder geschikt zijn als foerageergebied, wel een belangrijke functie kunnen hebben als hoogwatervluchtplaats. Zo is het nieuwe schor een belangrijk rustgebied voor vele soorten. Schor 2 is dat vooral voor tureluur en rosse grutto. Tussen verschillende soorten was er over het algemeen wel een verschil te zien in gebruik van habitattype. Tureluur en wulp zaten

vaak in de schorvegetatie, soms ook de bonte strandlopers, terwijl scholekster, zilverplevier en bontbekplevier kale, zandige terreinen prefereerden. Steenlopers pleisterden bij voorkeur op stenige substraten, soms ook op staketsels. Bij springtij werd ook opgemerkt dat scholeksters, en in mindere mate wulpen de duingraslanden gebruikten als secundaire hoogwatervluchtplaats. Op de hoogwatervluchtplaatsen zijn de vogels bijzonder gevoelig voor verstoring. Ze zitten dan zeer geconcentreerd op een kleine oppervlakte en hebben vaak geen uitwijkmogelijkheden meer in de nabije omgeving. Het betreden van het gebied bij hoogwater (ook geleide bezoeken, beheerders, onderzoekers) moet dan ook zoveel mogelijk vermeden worden.

Evaluatie van de natuurherstelwerken op basis van de watervogels
Een eerste voorzichtige evaluatie van de gevolgen van het natuurherstelproject op steltlopers wijst op een algemeen positief effect. Een vergelijking van de aantallen in de jaren vóór en na (tijdens) het project toonde een gemiddelde toename van meer dan 50 % bij bonte strandloper, bontbekplevier en tureluur. Een veel beperktere toename werd vastgesteld bij scholekster, zilverplevier en steenloper (< 15%). Dit verschil is wellicht in belangrijke mate te verklaren door de verschillen in foerageergebieden. Het is wellicht geen toeval dat de drie sterk toegenomen soorten in belangrijke mate in het estuarium zelf blijven foerageren. Met het natuurherstelproject vergrootte het areaal van intertidaal gebied aan de IJzermonding aanzienlijk, en dus ook van de potentiële foerageergebieden. Scholekster en steenloper foerageren vooral buiten de IJzermonding (respectievelijk op de stranden en strandhoofden) en zijn dus minder gebaat bij de veranderingen aan de IJzermonding.

Broedvogels
Het (buitendijkse), intertidale gebied is na het uitvoeren van de afgravingswerken nog in volle evolutie. Erosie en sedimentatie zorgen samen met de vlug voortschrijdende vegetatieontwikkeling dat het gebied elk jaar van uitzicht verandert. Van de grote kale vlakten van onmiddellijk na het afgraven is inmiddels een groot deel ingenomen door een zich geleidelijk ontwikkelende schorvegetatie van zeekraal en klein schorrenkruid (vergelijk fig. 11.44, 11.45 en 11.50). Dit leidt tot een verlies aan potentiële broedhabitat voor pioniersoorten zoals strandplevier en kleine plevier maar biedt in de toekomst mogelijk meer kansen voor andere soorten zoals scholekster en tureluur.
Een vestiging van sternen- en meeuwenkolonies bleef in de MONAIJ-monitoringperiode vooralsnog achterwege. Wel is het aantal pleisterende sterns in het gebied sterk toegenomen en wordt veelvuldig balts van zowel visdief als grote stern waargenomen (een fenomeen dat echter ook buiten de broedgebieden niet ongewoon is). Het feit dat sterns (voorlopig) niet overgaan tot broeden heeft mogelijk te maken met het ontbreken van een eilandgevoel. Het centrale binnenduin en de aangrenzende zandige vlakte vormen het meest geschikte terrein maar blijven vrij goed toegankelijk via het vroegere dijkje, ook bij hoogwater. Deze vlotte toegankelijkheid geldt trouwens niet alleen voor eventuele landpredatoren maar ook voor mensen (verstoring geleide bezoeken) en de aanwezige schapen (gevaar op vertrappeling van nesten). In 2005 werden nochtans de eerste broedpogingen van visdief vastgesteld, zonder broedsucces evenwel en dit precies door vermoedelijke verstoring door predatoren en/of mens. De broedpogingen van kluut in 2005 waren daarentegen wel succesvol.

In het duingebied baart de recente afname van de tapuit zorgen. Het is onduidelijk of deze terugval met eventuele ongunstige plaatselijke factoren te maken heeft. Negatieve invloeden die in tal van andere kustgebieden geleid hebben tot het verdwijnen van de soort – met name verstoring door recreanten en verruiging van vegetaties – lijken hier niet mee te spelen.
In het binnendijkse gebied zijn als gevolg van het natuurherstelproject vooral gebouwen, verruigde opgespoten terreinen en een bebost gedeelte verdwenen. Dit heeft er toe geleid dat een aantal soorten die gebonden zijn aan deze habitats uit het reservaat zijn verdwenen. Voorbeelden zijn zwarte roodstaart, kauw (broedvogels in de gebouwen) en zwartkop (broedvogel van het bosje).

17 Referenties

ABP Southampton, 1998. Review of coastal habitat creation, restoration and recharge schemes. Report no. R909, ABP Research & Consultancy Ltd., Southampton, 190 blz.

Adam, P., 1990. Saltmarsh Ecology. Cambridge, Cambridge University Press. Cambidge Studies in Ecology, 461 pp.

Adam, S., 2004. Characterization of intertidal mudflats using hyperspectral remote sensing. Case study: 'De IJzermonding'. MSc Thesis, Post-graduate Programme in Earth Observation, K.U.Leuven.

Ardö, P., 1957. Studies in the marine shore dune ecosystem with special reference to the dipterous fauna. Opusc. Ent., Suppl. 14, Malmö.

Assis Fonseca, E.C.M., 1978. Diptera Orthorrhapha Brachycera Dolichopodidae. Handbk Ident. Br. Insects Vol. IX, Part 5: 1-90.

Austen, I., Andersen, T.J. & Edelvang, K., 1999. The influence of benthic diatoms and invertebrates on the erodability of an intertidal mudflat, the Danish Wadden Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 49:99-111.

Baert, L. and K. Desender. 1993. De spinnenfauna van het Militair Domein te Lombardsijde (Araneae. Nwsbr. Belg. Arachnol. Ver. 8:15-20.

Baert, L. & Maelfait, J.-P. - 1999 - The spider fauna of the Belgian salt marshes. Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Entomologie, 69: 5-18.

Bakker, J.P., 1985. The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. In Beeftink, W.G., Rozema, J. & Huiskes, A.H.L. (eds.), Ecology of coastal vegetation. Proc. of a Symposium, Haamstede, March 21-25, 1983: 391-398.

Bakker, J.P., 1989. Nature Management by Grazing and Cutting. Dordrecht, Kluwer Academic Publisheers, Geobotany 14, 400 pp.

Bakker J.P. and F. Berendse. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. TREE 14: 63-68.

Bakker J.P.. P. Esselink. K.S. Dijkeman. W.E. van Duin and D.J. de Jong. 2002. Restoration of salt marshes in the Netherlands. Hydrobiologia 478: 29-51.

Bakker, J.P., Esselink, P., van der Wal, René & Dijkema, K.S., 1997. Options for restoration and management of coastal salt marshes in Europe. In : Urbanska, K.M., Webb, N.R. & Edwards, P.J., Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge University Press: 286-324.

Bakker J.P.. P. Poschlod. R.J. Strykstra. R.M. Bekker and K. Thompson. 1996. Seedbanks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. Acta Botanica Neerlandica 45: 461-490.

Bakker, J. P., van den Brink, G. Verweij, G. L. & Esselink, P., 2001. Zaadvoorraad en dispersie bij een proefverkweldering in Noard-Fryslân Bûtendyks. De Levende Natuur 102: 19-23.

Bequaert, M., 1955. Matériaux pour servir à la connaissance des Diptères de Belgique. Dolichopodidae, 1re note. Mémoires de la Société Royale d'Entomologique de Belgique 27: 82-91.

Beeftink, W.G., 1977. The Coastal Salt Marshes of Western en Northern Europe: An Ecological and Phytosociological Approach. In Chapman V.J. Ecosystems of the World 1. Wet Coastal Ecosystems. Amsterdam, Elsevier: 109-156.

Bekker M.. J.P. Bakker. U. Grandin. R. Kalamees. P. Milberg. P. Poschlod. K. Thompson & J.H. Willems. 1998. Seed size. shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. Functional Ecology 12: 834-842

Bekker R.M.. E.J. Lammerts. A. Schutter and A.P. Grootjans. 1999. Vegetation development in dune slacks: the role of persistent seed banks. Journal of Vegetation Science 10: 745-754.

Bekker, R., Verweij, G. L., Bakker, J. P. & Fresco, L. F. M., 2000. Soil seed bank dynamics in hayfield succession. J. Ecol. 88: 594-607.

Beukema, J. J., 1979. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea: effects of e severe winter. Neth. J. of Sea Res. 13, 2): 203-223.

Beukema, J.J. & Flach, E.C., 1995. Factors controlling the upper and lower limits of the intertidal distribution of two Corophium species in the Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 125: 117-126.

Bockelmann, A.C. & Neuhaus, R., 1999. Competitive exclusion of Elymus athericus from a high-stress habitat in a Europea salt marsh. J. Ecol. 87(3): 503-513.

Bonte, D., Baert, L. & J.-P. Maelfait, 2002. Spider assemblage structure and stability in a heterogenous dune landscape. Journal of Arachnology 30: 331-343.

Bonte, D., Baert, L., Lens, L. & Maelfait, J.-P. 2004. Effects of aerial dispersal, habitat specialisation, and landscape structure on spider distribution across fragmented grey dunes. Ecography, 27: 343-349.

Bonte, D., Criel, P., Baert, L. & De Bakker, D. 2002. The invasive occurence of the Mediteranean dwarfspider Diplocephalus graecus (O.-P. Cambridge, 1872) in Belgium (Araneae: Linyphiidae): another southern invertebrate expanding to the north? Belgian Journal of Zoology 132(2): 131-133

Bonte D., Criel, P., Van Thournout, I. & J.-P. Maelfait, 2003. Regional and local variation of spider assemblages (Araneae) from coastal grey dunes along the North Sea. J. Biogeography 30: 901-911.

Bonte, D., Dekoninck, W. & P. Grootaert., 2002. A contribution to the distribution and ecology of Asilid flies in the sandy regions of Flanders (Diptera: Asilidae) with a focus on the paucity in the Flemish coastal dunes. Bulletin van de Koninklijke Belgische Vereniging voor Entomologie 138: 20-28. .

Bonte, D., Lens, L., Maelfait, J.-P., Hoffmann, M. & E. Kuijken, 2003. Patch quality and connectivity influence spatial dynamics in a dune wolfspider. Oecologia, 135: 227-235.

Bonte, D., Maelfait, J.-P. & Baert, L. 2004 Determining spider (Araneae) species richness in fragmented coastal dune habitats by extrapolation and estimation. European Arachnology 2002: 189-197.

Bonte, D, Vandebroecke, N., Lens, L. & J.-P. Maelfait, 2003. Low propensity for aerial dispersal in specialist spiders from fragmented landscapes. Proc. R. Soc. L. B 270: 1601-1607.Cornilly, W., De Vriese, T., Reynaert, B., Stichelmans, E. & Van Royen, K., 2001. Inventaris en ecologie van de macrowieren in de IJzermonding te Nieuwpoort. Gent, Universiteit Gent, verslag van het zelfstandig practicum, 39 pp.

Bossu, P., 1993. Het plan Zeehond. Een aktieplan voor de IJzermonding en omgeving. Snelschrift 1993/2, Natuurreservaten vzw, Brussel, 15 p. + bijlagen.

Bossuyt B. & M. Hermy 2001. Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. Ecography 24: 225-238.

Bossuyt B., M. Heyn & M. Hermy. 2002. Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for ecological regeneration of ancient forest vegetation. Plant Ecology 162:33-48.

Bossuyt B. & M. Hermy. 2003. The potential of soil seed banks for the ecological restoration of grassland and heathland plant communities. Belgian Journal of Botany 136: 23-34.

Bossuyt B. & M. Hermy. 2004. Seed bank follows vegetation succession in dune slacks. Journal of Vegetation Science 15: 449-456.

Bossuyt, B., Stichelmans, E. & Hoffmann, M. The importance of seed bank knowledge for the restoration of coastal plant communities - a case study of salt marshes and dune slacks at the Belgian coast. Herrier, J.-L. Mees J. Salman A. Seys J. Van Nieuwenhuyse H. & Dobbelaere I. Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' - International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005, 269-278. 2005. Oostende, VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 pp.

Boumans, R., and J.W. Day, Jr., 1993. High precision measurements of sediment elevation in shallow coastal areas using a sedimentation-erosion table. Estuaries 16:375-380.

Brown, S.L., Warman, E.A., McGrorty, S., Yates, M., Pakeman, R.J., Boorman, L.A., Goss-custard, J.D., Gray, A.J., 1999. Sediment fluxes in Intertidal Biotopes: BIOTA II. Marine Pollution Bulletin, 37, p. 173-181.

Bryant, R., Tyler, A., Gilvear, D., McDonald, P., Teadale, I., Brown, J. & Ferrier,G., 1996. A preliminary investigation into the spectral characteristics of intertidal estuarine sediments. International Journal of Remote Sensing, 17:405-412.

Cahoon, D.R., French, J.R., Spencer, T., Reed, D.J and Möller, I., 2000. Vertical accretion versus elevational adjustment in UK saltmarshes: an evaluation of methodologies. In: Pye, K. & Allen J.R.L. (eds.) Coastal and estuarine environments: sedimentology, geomorphology and geoarchaeology. Geological Society, London, Special Publication 175, 223-38.

Caluwaert, E., 2002. Studie van hydrodynamica en sedimenttransport I de IJzermonding. Eindwerk Dept. Burgerlijke Bouwkunde, K.U.Leuven, 88 blz. + bijlagen.

Chang E.R., R.L. Jefferies and T.J. Carleton. 2001. Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. Journal of Ecology 89: 367-384.

Cornelisse, J.M., H.P.J. Mulder, E.J.Houwing, H.J. Williamson & G. White, 1997. On the development of instruments for in-situ erosion measurement. In: Cohesive Sediments (N. Burt, R. Parker & J. Watts, eds.), pp.175-186, J. Wiley & Sons, Chichester.

Cornilly, W., De Vriese, T., Reynaert, B., Stichelmans, E. & Van Royen, K., 2001. Inventaris en ecologie van de macrowieren in de IJzermonding te Nieuwpoort. Gent, Universiteit Gent, verslag van het zelfstandig practicum, 39 pp.

Cosyns E., M. Leten. M. Hermy & L. Triest. 1994. Statistics of the wild flora of Flanders (in Dutch). Report under the authority of the Institute of Nature Conservation. Ministry of the Flemish Community.

Criel, B., Muylaert, W., Hoffmann, M., De Loose, L. & Meire, P., 1999. *Vegetatiemodellering van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde*, edn, . Universiteit Gent + Instituut voor Natuurbehoud, Gent + Brussel.

Davies A. and S. Waite. 1998. The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing shrub. Plant Ecology 136:27-39.

Day, J.W.Jr., Hall, C.A.S., Kemp, W.M. & Yáñez-Arancibia, A., 1989. Estuarine Ecology (558 p. John Wiley & Sons, New York.

Deboeuf C. and J.-L Herrier. 2002. The Restoration of Mudflats, Salt Marshes and Dunes on the Eastern Bank of the Yzer-rivermouth, Nieuwpoort. In Veloso-Gomes, F., Taveira-Pinto, F. & das Neves, L. (Eds., 2002) Littoral 2002, A Multidisciplinary Symposium on Coastal Zone Research, Management and Planning, Volume III, Posters, Porto.

De Breuck, W., De Moor, G., Marechal, R. & Tavernier, R., 1974. Diepte van het grensvlak tussen zoet en zout water in de freatische laag van het Belgische Kustgebied, 1963-1973).

Decleer, K. & Meire, P., 1992. Mogelijkheden voor natuurontwikkeling en natuurherstel aan de IJzermonding (Nieuwpoort). Interne nota Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt, 7 p.

Degezelle, T. & Hoffmann, M., 2002. Natuurtechnisch beheersplan voor de duinen van het militair domein 'Kwartier Lombardsijde' te Nieuwpoort. Brussel, Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.25 in opdracht van Aminal, Afd. Natuur. 103 pp. + bijl.

Degraer, S., Volckaert, A. & Vincx, M., 2003. Macrobenthic zonation patterns along a morphodynamical continuum of macrotidal, low tide bar/rip and ultra-dissipative sandy beaches. Estuar. Coast Shelf Sci. 56 (3-4): 459-468

De Loose, L., Van Elsacker, C. & Verheyen,, R., 1996. Een verwervingsplan voor de Vlaamse kustduinen en aangrenzende gebieden. UIA, Groep Toegepaste Ekologie i.o.v. Aminal, Afd. Natuur, 109 p.

Demeulenaere, E., Schollen, K., Vandomme, V., T'Jollyn, F., Hendrickx, F., Maelfait, H.-P. & Hoffmann, M., 2002. Een hierarchisch monitoringssysteem voor beheersevaluatie van natuurreservaten in Vlaanderen. 141pp. + CD-Rom. Brussel, Instituut voor Natuurbehoud i.o.v. Aminal, Afd. Natuur.

Degraer, S., Volckaert, A. & Vincx, M. , 2003. Macrobenthic zonation patterns along a morphodynamical continuum of macrotidal, low tide bar/rip and ultra-dissipative sandy beaches. Estuar. Coast Shelf Sci. 56 (3-4): 459-468

Deronde, B., L. Bertels, W. Debruyn & D. Fransaer, 2002. Sand characterisation along the Belgian coast based on airborne hyperspectral data. Presented at the Imaging Spectroscopy Flight Campaign Kickoff Meeting, VITO, Mol, 26 Feb.2002.

Deronde, B., Houthuys, R., Sterckx, S. & Fransaer, D., 2003) Sand dynamics along the Belgian coast based on airborne hyperspectral and lidar data. European association of remote sensing laboratories, Paris.

Desender, K. & Baert, L., 1995. Carabid beetles as bio-indicators in Belgian coastal dunes : a long term monitoring project. Bull. KBIN, Entomol. 65 : 35-54.

Desender, K., 2004. Loopkevers, in Provoost, S. & Bonte, D. (red.). Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel: 272-285.

Desender, K. 1985. Wing polymorphism and reproductive biology in the halobiont carabid beetle Pogonus chalceus (Marsham) (Coleoptera, Carabidae. Biol. Jb. Dodonaea. 53:89-100.

Desender, K. 1989. Heritability of wing development and body size in a Carabid beetle, Pogonus chalceus Marsham, and its evolutionary significance. Oecologia (Berl.. 78:513-520.

Desender, K. 1996. Diversity and dynamics of coastal dune carabids. Ann. Zool. Fennici. 33:65-76.

Desender, K. 2005. A wingless intertidal ground beetle, new to the Belgian fauna, in the river IJzer estuary nature restoration site: Bembidion nigropiceum (Marsham, 1802. Belgian Journal of Zoology 135 (1): 95-96.

Desender, K., T. Backeljau, K. Delahaye, & L. Demeester. 1998. Age and size of european saltmarshes and the population genetic consequences for ground beetles. Oecologia. 114:503-513.

Desender, K. & Baert, L. 1995. Carabid beetles as bio-indicators in Belgian coastal dunes: a long term monitoring project. Kon. Belg. Inst. Natuurwet., Entomol. 65-35-54.

Desender K., L. Baert and J.-P. Maelfait. 2005. Evaluation of the effects of recent nature development measures in the Yser Estuary on ground beetle and spider assemblages. p.595-596. In: Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International conference on nature restoration practices in European coastal habitats. Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds).VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 p.

Desender, K., J.-P. Maelfait, and L. Baert. 1992. Monitoring carabid beetles in Belgian coastal dunes. Proc. 4th ECE/XIII.SIEEC, Gödöllö 1991. 1:153-158.

Desender, K. & P. Verdyck. 2001. Geographic scaling and genetic differentiation in two highly mobile European saltmarsh beetles. Belg. J. Zool. 131:31-42.

Dörjes, J., Gadow, S. Reineck H-E & Singh I.B., 1969. Die Rinnen der Jade (Südliche Nordsee. Sedimente und Makrobenthos. Senckenbergiana Mar. 1:5-62.

Dörjes, J. Michaelis, H. & Rhode, B., 1986. Long-term studies of macrozoobenthos in intertidal and shallow subtidal habitats near the island of Norderney (East Frisian coast, Germany. Hydrobiologia. 142: 217-232.

Duvigneaud, J. & Lambinon, J., 1963. Flore et végétation halophiles de la rive droite de l'estuaire de l'Yser entre Lombartzijde et Nieuport. Observations faites de 1946 à 1960. Lejeunia 17, 60 pp., 10 phot.

Dyte, C.E., 1988. Mate guarding and sex ratio in Hydrophorus oceanus (Macquart)(Diptera: Dolichopodidae. The Entomologist 107, 2): 122-126.

Econnection, 2000. Geïntegrerd kustzonebeheer. Actieplan voor het beheer en de duurzame ontwikkeling van het duingebied tussen de Franse grens en Westende. Deel I. Gebiedsvisie van het gebied tussen, de Franse grens en Westende. In opdracht van AWZ-AWK, EU-Terra programma (Terra Coastal Zone Management), 124 p.

Egan T.P. and I.A. Ungar. 2000. Similarity between seed banks and above-ground vegetation along a salinity gradient. Journal of Vegetation Science 11:189-194.

Ellenberg, H., 1991. Zeigerwerte der Gefässpflanzen (ohne Rubus), In: Ellenberg, H. Weber, H., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (Ed.): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Goltze Scripta Geobotanica 18: 9-166.

Emeis, W., 1964. Untersuchungen über die ökologische Verbreitung der Dolichopodiden (Ins. Dipt.) in Schleswig-Holstein. Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst. 35: 61-75.

Engledow, H., Spanoghe, G., Volckaert, A., Coppejans, E., Degraer, S., Vincx, M. & Hoffmann, M., 2001. Onderzoek naar (1) de fysische karakterisatie eb (2) de biodiversiteit van strandhoofden en andere harde constructies langs de Belgische kust. Rapport IN.D.2001.20, Universiteit Gent i.o.v. de Afd. Waterwegen en Kust van de Adm. Waterwegen en Zeewezen, 110 p. + bijl.

Esselink, P., Fresco, L.F.M. & Dijkema, K.S., 2002. Vegetation change in a man-made salt marsh affected by a reduction in both grazing andrainage. Appl. Veg. Sci. 5: 17-32.

Flach, E. C. & De Bruin, W., 1993. Effects of Arenicola marina and Cerastoderma edule on distribution, abundance and population structure of Corophium volutator in Gullmarsfjorden western Sweden. Sarsia 78: 105-118.

Flach, E. C., 1992a. The influence of four macrozoobenthic species on the abundance of the amphipod Corophium volutator on tidal flats of the wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 29: 379-394.

Freeman, P. & R.P. Lane, 1985. Bibionid and scatopsid flies. Handbooks for the Identification of British Insects Vol. 9, Part 7. 74 pp.

Fremout, A., 2002. Overzicht van de tijwaarnemingen langs de Belgische kust. Peridoe 1991-2000. Oostende, Min. Vlaamse Gemeenschap, Afd. Waterwegen Kust, Hydrografie, 37 pp. + bijl., depotnummer D/200/3241/385

Gerstäcker, A., 1864. Einige neue Dolichopodiden aus dem Bayerischen Hochgebirge. Stettin. ent. Ztg. 25: 145-154.

Goetghebuer, M., 1928. Note sur la Faune diptérologique des mares temporaires des dunes littorales. Bull. Annls Soc. ent. Belg. 68: 189-192.

Goetghebuer, M., 1930. Aspects de la fauna entomologique de la Région du Bas-Escaut. Mémoires de la Société Entomologique de Belgique XXIII: 148-162.

Goetghebuer, M., 1931. Les Diptères du Plateau des Hautes-Fagnes. Bull. Annls Soc. ent. Belg., 71: 171-182.

Goetghebuer, M., 1943. Faunule diptérologique des bois en Flandre. Biologisch Jaarboek, 10: 56-70.

Goetghebeur, P., 1976. De vegetatie van slikken en schorren langs de IJzermonding te Nieuwpoort (prov. West-Vlaanderen, België) van 1900 tot heden. Biol. Jb. Dodonaea 44: 163-177.

Grootaert, P. & Pollet, M., 2004. Vliegen als onontbeerlijke elementen in de ecologie van strand en duinen. In Provoost, S. & Bonte, D., Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Bryussel: 208-219.

Grootjans. A.P.. H.W.T. Geelen. H.W.T.. AJ.M. Jansen & E.J. Lammerts. 2002. Restoration of coastal dune slack in the Netherlands. Hydrobiologia 478: 181-203

Jensen, A., 1985. The effect of cattle and sheep grazing ons alt marsh vegetation at Skalingen, Denmark. Vegetatio 60(1): 37-48.

Jutila H.M.. 1998. Seed banks of grazed and ungrazed Baltic seashore meadows. Journal of Vegetation Science 9:396-408.

Jutila H.M.. 2001. Effect of flooding and draw-down disturbance on germination from a seashore meadow seed bank. Journal of Vegetation Science 12: 729-738.

Hardies, N., 2004. Vegetatieontwikkeling na grootschalige natuurontwikkelingsingrepen in het Vlaams Natuurreservaat de IJzermonding. Gent, Universiteit Gent, MSc-thesis, 91 pp. + bijl.

Hendrickx, F., 2006. Het ontwerpen van een monitoringnetwerk voor contaminatie door zware metalen van natuurlijke en halfnatuurlijke terrestrische ecosystemen in Vlaanderen. Rapport Universiteit Gent, Gent.

Hendrickx, F., J.-P. Maelfait & F. Langenbick, 2003. Absence of cadmium excretion and high assimilation result in cadmium accumulation in a wolf spider. Ecotox. Environ. Saf. 55:287-292.

Herrier J.-L., H. Van Nieuwenhuyse, C. Deboeuf, S. Deruyter and M. Leten., 2005. Sledgehammers, cranes and bulldozers: restoring dunes and marshes by removing buildings and soil. p.79-94. In: Proceedings 'Dunes and

Estuaries 2005' – International conference on nature restoration practices in European coastal habitats. Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds).VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 p.

Hill, M.O., 1979. TWINSPAN: a Fortran program of arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes (48 pp.) New York: Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca.

Hocquette, 1927. Etude sur la végétation et la flore du littoral de la Mer du Nord de Nieuport à Sangatte. Arch. Bot. 1, mém. 4, 179 p.

Hoffmann, M., Hoys, M., Monbaliu, J. & Sas, M., 1996. Ecologisch streefbeeld en natuurherstelplan voor het integraal kustreservaat "De IJzermonding" te Nieuwpoort-Lombardsijde met civieltechnische realisatiemogelijkheden. Gent, Universiteit Gent, i.o.v. Aminal, Afd. Natuur, 161 pp. + fig.+ bijl.

Hoffmann, M. Adam, S. Baert, L., Bonte, D., Chavatte, N., Claus, R., De Belder, W., De Fré, B., Degraer, S., De Groote, D., Dekoninck, W., Desender, K., Devos, K., Engledow, H., Grootaert, P., Hardies, N., Leliaert, F., Maelfait, J.-P., Monbaliu, J., Pollet, M., Provoost, S., Stichelmans, E., Toorman, E., Van Nieuwenhuyse, H., Vercruysse, E., Vincx, M. & Wittoeck, J., 2005. Integrated monitoring of nature restoration along ecotones, the example of the Yser Estuary. In Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds). 2005. p. 191-210. Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005, VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 pp.

Holdaway, G.P., P.D. Thorne, D. Flatt, S.E. Jones & D. Prandle, 1999. Comparison between ADCP and transmissometer measurements of suspended sediment concentration. Continental Shelf Research, 19(3):421-441.

Hopkin, S. P., 1989. Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. London, Elseviers Applied Science.

Houwing, E.J. & L.C. van Rijn, 1998. In Situ Erosion Flume (ISEF): determination of bed shear stress and erosion of a kaolinite bed. Journal of Sea Research, 39:243-253.

Huntley, D., Leeks, G. & Walling, D., 2001. Land-Ocean Interaction: Measuring and modelling fluxes from river basins to coastal seas. IWA Publishing.

IHE-BMM-AWZ, 1993. Ecologische impact van baggerspecielossingen voor de Belgische kust. Rapport, 2 volumes), IHE, Delft.

Isaacson, A. & Magnel, L. 1929. Compte rendu de l'herborisation générale sur le littoral belge en 1929. Bull. SRBB 62 : 171-177.

Jaquet & Raffaelli, 1989. The ecological importance of the sand goby Pomatoschistus minutus (Pallas. J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol. 128: 201-348.

Jonassen, T., 1985. Additions to the Norwegian fauna of Dolichopodidae (Dipt.. Fauna norv. Ser. B 32: 97-99.

Kabos, W.J., 1950. De Diiptera Brachycera van het eiland Texel, oecologisch beschouwd. Tijdschrift voor Entomologie 93: 108-130.

Kabos, W.J., 1954. Diptera Brachycera van het eiland Schiermonnikoog. Entomologische Berichten 15(5): 136-139.

Karl, O., 1930. Fliegen von der Insel Amrum. Deutsche Entomologische Zeitschrift 4: 193-206.

Kirby, R., 1995. Tidal flat regeneration – a beneficial use of muddy dredged material. 14th World Dredging Congress (Amsterdam, Nov.1995).

Kissiyar, O., Van Valckenborgh, J., Deronde, B., Provoost, S., Kempeneers, P., Houthuys, R. & Tortelboom, E. 2005. Airborne hyperspectral remote sensing of the dynamic dunes along the Belgian coast (Hyperkart). Stereo research project SR/00/23, OC-GIS-Vlaanderen, VITO & Instituut voor Natuurbehoud, Gent, 200 p. + kaarten

Klein, H., 2003. Investigating sediment re-mobilisation due to wave action by means of ADCP echo intensity data : Field data from the Tromper Wiek, western Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 58(3):467-474.

Konings, Ph., 1990. Eolian sand transport at the Belgian coast: morphodynamic implications and use in coastal management. Littoral 1990, Proc. 1st Int. Symp. European Association EUROCOAST (R.E. Quélennec, E. Ercolani & G. Michon, eds.), blz.120-124, Eurocoast, Marseille.

Kuijken, E., Herrier, J.-L., Leten, M., Devos, K. & Maelfait, J.-P., 1993. De betekenis voor het natuurbehoud van het Militair Domein te Nieuwpoort (Lombardsijde. Rapport A93.25, Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt, 16p + bijl.

Lambinon, J., De Langhe,J. E., Delvosalle, L. & Duvignaud, J. 1998. Flora van België, het Groothertogdom Luxemburg, Noord-Frankrijk en de aangrenzende gebieden. 3de druk. Nationale Plantentuin van België, Meise, 1091 p.

Lane, A., D. Prandle, A. J. Harrison, P. D. Jones & C. J. Jarvis, 1997. Measuring fluxes in tidal estuaries: sensitivity to instrumentation and associated data analyses. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 45(4):433-451.

Lebbe, L., Damien, B., Mahauden, M. & De Breuck, W., 1993. Hydrologische en hydrogeologische studie in het bestek van het landinrichtingsproject "De Westhoek". Vlaamse Landmaatschappij, Gent, 96p.
Lee, S.-C., 1995. Response of mud shore profiles to waves. PhD thesis, Dept. of Coastal and Oceanographic Engineering, University of Florida, Gainesville, FL, 214 blz.
Leemans, J. & Verspaandonk, B., 1972. Saeftinghe, Vegetatiekaart 1 :10.000. Heinkenszand, Stichting het Zeeuws Landschap, 24 pp.+bijl.
Leewis, R. J., Waardenburg, H. W. & Meijer, A. J. M., 1989. Active management of an artificial rocky coast. Hydrobiol; Bull. 23: 91-99.
Londo, G., 1975. De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. Gorteria 7: 101-106.
Looney P.B. and D.J. Gibson. 1995. The relationship between the soil seed bank and above-ground vegetation of a coastal barrier island. Journal of Vegetation Science 6: 825-836.
Lundbeck, W., 1912. Part IV. Dolichopodidae. Diptera Danica. G.E.C. Gad - Copenhagen, 407 pp.
MacGowan, I., 1988. A preliminary survey of Dolichopodidae (Diptera) in Scotland. Nature Conservancy Council: 48 pp.
Maelfait, J.-P., Baert, L., Bonte, D. & Hendrickx, F. 2000 The richness and paucity of the spider fauna of the Belgian coast. Bulletin van het Koninklijk belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Entomologie, 70: 97-107.
Maelfait, J.-P., Baert, L., Bonte, D., De Bakker, D., Gurdebeke, S. & F. Hendrickx, in press. The use of spiders as indicators of habitat quality and anthropogenic disturbance in Flanders, Belgium. European Arachnology 2002, in press.
Maelfait, J.-P., Baert, L. & K. Desender, 1997. Effects of groundwater catchment and grassland management on the spider fauna of the dune nature reserve "De Westhoek" (Belgium. In: M. Zabka (ed.), Proceedings of the 16th European Colloquium of Arachnology, Wyzca szakloa rolniczo pedaggogiczna, Siedlce, Poland, pp. 221-235
Maelfait, J.-P. & Hendrickx, F.,1998. Spiders as bio-indicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments, pp. 293-300. *In* Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Dorset Press, Dorchester.
Herrier, J.-L., 1994. Richtlijnen voor natuurherstel en –ontwikkeling langs de IJzermonding te Nieuwpoort-Lombardsijde. Brussel, Aminal, Dienst Natuurontwikkeling, 9 pp.
Massart, J., 1908. Les districts littoraux et alluviaux. In Bommer, Ch. & Massart, J., Les aspects de la végétations en Belgique. Bruxelles, Jardin botanique de l'Etat. 86 foto's, formaat 30x40 cm.
McIntyre, A.D. & Eleftheriou, A., 1968. The bottom fauna of a flatfish nursery ground. J. Mar. Biol. Ass. UK. 48: 443-454.
Mehta, A.J. & Y. Li, 1995. A PC-based Short Course on Fine-grained Sedimentation Engineering. Dept. of Coastal and Oceanographic Engineering, University of Florida, Gainesville, FL, 74 blz.
Mercier, L. & Parent, O., 1925. Dolichopodidae (Diptères orthorrhapha brachycera) de Normandie et plus particulièrement de la Côte du Calvados. Bulletin de la Société Linnéenne de Normandie viii (7): 67-88.
Meire, P., 1993. Wader populations and macrozoobenthos in a changing estuary : the Oosterschelde. PhD, Ghent University, 311 p.
Meyer, H. & Heydemann, B., 1990. Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Dolichopodiden und Empididen (Diptera - Dolichopodidae u. Empididae, Hybotidae) in Küsten- und Binnenlandbiotopen Schleswig-Holsteins. Faunistisch-Ökologische Mitteilungen 6(3-4): 147-172.
Meyer, H., Fock, H., Haase, A., Reinke, H.D. & Tulowitzki, I., 1995. Structure of the invertebrate fauna in salt marshes of the Wadden Sea coast of Schleswig-Holstein influenced by sheep-grazing. Helgoländer Meeresuntersuchungen, Helgoländer Meeresunters. 49: 563-589.
Meuffels, H.J.G., 1981. Nieuwe gegevens over Nederlandse Dolichopodidae (Diiptera) II. Entomologische Berichten 41: 67-70.
Nolivos, I. & A. Choudhury, 2004. MSc thesis, IUPWARE Programme, K.U.Leuven (in preparation).
Isaacson, A. & Magnel, L. 1929. Compte rendu de l'herborisation générale sur le littoral belge en 1929. Bull. SRBB 62 : 171-177.
Olafsson, E.B. & Persson, L.-E, 1986. The interaction between Nereis diversicolor O.F. Müller and Corophium volutator Pallas as a structuring force in a shallow brackish sediment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol.103: 103-117.
Olejnicek, J., 1984. Faunistic records from Czechoslovakia. Diptera Dolichopodidae. Acta ent. bohemoslov. 81: 395-397.
Olejnicek, J. & Bartak, M., 1997. Some faunistically interesting Dolichopodidae (Diptera) from Europe. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biologia 95: 137-139.
Owen N.W., M. Kent and M.P. Dale. 2001. Spatial and temporal variability in seed dynamics of machair sand dune plant communities. the Outher Hebrides. Scotland. Journal of Biogeography 28:565-588.

Parent, O., 1938. Diptères Dolichopodidae. Faune de France 35: 1-720.
Pire, L., 1862. Première herborisation de la société royale de botanique de Belgique. Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique 1: 110-130.
Pollet, M., 1999. 8. Slankpootvliegen. In: Kuijken, E. (ed.. Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 6, Brussel: 70-72.
Pollet, M. , 2000. Een gedocumenteerde Rode Lijst van Slankpootvliegen van Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 8. Brussel. 190 pp.
Pollet, M. (in press. Diptera as ecological indicators of habitat and habitat change. Proceedings of the 5th International Congress of Dipterology, 29 September - 4 October 2002.
Pollet, M. & Grootaert, P., 1994a. Optimizing the water trap technique to collect Empidoidea (Diptera. Studia dipterologica 1, 1): 33-48.
Pollet, M. & Grootaert, P., 1994b. The dolichopodid fauna of coastal habitats in Belgium (Dolichopodidae, Diptera. Bulletin et Annales de la Société royale belge d'Entomologie 130: 331-344.
Pollet, M. & Grootaert, P., 1994c. Dolichopodidae (Diptera) as agents for bio-indication. Abstracts of the 3th International Congress of Dipterology, Guelph, Canada, August 15-19, 1994: pp. 179-180.
Pollet, M. & Grootaert, P., 1996. An estimation of the natural value of dune habitats using Empidoidea (Diptera. Biodiversity and Conservation 5: 859-880.
Pollet, M. & Grootaert, P., 1999. Dolichopodidae (Diptera): poorly known but excellent agents for site quality assessment and nature conservation. Proceedings of the section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society (N.E.V.), Amsterdam 10: 63-68.
Pollet, M., Grootaert, P., Desender, K. & Maelfait, J.-P., 2004. Slankpootvliegen. In Provoost, S. & Bonte, D., Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Bryussel: 236-251.
Pollet, M., Meuffels, H. & Grootaert, P., 1992a. Dolichopodid Flies at De Mandelhoek Nature Reserve (Belgium): an example of the importance of small Nature Reserves to Invertebrates. Bull. Annls Soc. r. belge Ent. 128: 213-227.
Pollet, M. & Pape, T. , 2002. Databasing European Dolichopodidae (Diptera) in the frame of Fauna Europaea. Abstracts volume of the 5th ICD, 29 September – 4 October 2002, Brisbane, Australia, pp. 195.
Pollet, M. & P. Grootaert, 1994. Optimizing the water trap technique to collect Empidoidea (Diptera. Studia dipterologica, 1(1): 33-48.
Pollet, M. & Grootaert, P., 1996. An estimation of the natural value of dune habitats using Empidoidea (Diptera. Biodiversity & Conservation 5: 859-880.
Pot, R. 1997a. SynDiaT, Syntaxonomical Diagnostics Tool, a computer program based on the deductive method of community identification. Acta Bot. Neerl. 46: 230.
Pot, R. 1997b. Het identificeren van vegetatietypen met behulp van de computer. Stratiotes 15: 16-27.
Provincie West-Vlaanderen, 2001. Provinciaal Ruimtelijk Structuurplan West-Vlaanderen. Ruimte voor Verscheidenheid. 2delen, 318 p. + 32 fig.
Provoost, S., 2005. Flora en vegetatieveranderingen in permanente kwadraten in permanente kwadaraten in De Westhoek en Houtsaegerduinen. In Hoffmann, M. (red.), Bonte, D., Cosyns, E., Criel, P., Lamoot, I., Maelfait, J.-P., Provoost, S., Somers, N. & Struyve, T., Evaluatie Begrazing Kustduinen 1997 - 2004. Onderzoek en evaluatie van de biologische gevolgen van acht jaar graasbeheer in de Vlaamse Westkustreservaten: 157-212.
Provoost, S. & Bonte, D. 2004. Biodiversiteit en natuurbehoud. In: Provoost, S. & Bonte, D. (red.. Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel, 366-415.
Provoost, S. & Hoffmann, M. red., 1996. Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. Deel 1. Ecosysteembeschrijving. 375pp. + bijl. Gent, Universiteit Gent & Instituut voor Natuurbehoud, i.o.v. Aminal, Afd. Natuur.
Provoost, S. & Leten, M., 1997. Vegetatiecode kustecosystemen, versie 20.03.1997.
Provoost, S., Ampe, C., Bonte, D., Cosyns, E. & Hoffmann, M., 2004. Ecology, management and monitoring of dune grasslands in Flanders, Belgium. *Journal of Coastal Conservation* **10**: 33-42
Provoost, S., Rappé, G., Ampe, C., Leten, M., Hoys, M. & Hoffmann, M., 1996. Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. II. Natuurontwikkeling, Brussel, Aminal, Afd. Natuur, 130+viii pp. = 2 bijl.
Provoost, S. & Van Landuyt, W. 2001. The flora of the Flemish coastal dunes (Belgium) in a changing landscape. In: Houston, J.A., Edmondson, S.E. & Rooney, P.J. (eds.). *Coastal dune management, shared experience of European conservation practice.* Liverpool University Press, pp. 393-401.
Rayment, W.J.,, 2001. Hediste diversicolor and Macoma balthica in sandy mud shores. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 30/09/2004]. Available from: http://www.marlin.ac.uk

Reise, K., 1983. Biotic enrichment of intertidal sediments by experimental aggregates of the deposit-feeding bivalve Macoma balthica. Mar. Ecol. Prog. Ser. 12: 229-236.
Reise, K., 1985. Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions (Ecological studies volume 54. Springer-Verlag Berlin (ISBN : 3-540-15447-7).
Roberts, W. & R.J.S. Whitehouse, 2001. Predicting the profile of intertidal mudflats formed by cross-shore tidal currents. In: Coastal and Estuarine Fine Sediment Processes (W.H. McAnally & A.J. Mehta, eds.), pp.263-285, Elsevier Science, Amsterdam.
Roubaud, M., 1903. Sur des larves marines de Dolichopodes attribuées au genre Aphrosylus (Wlkr.. Bull. Mus. Hist. nat. Paris 9: 338-340.
Salama, S., 2003. Optical remote sensing for the estimation of bio-geophysical quantities. PhD Thesis, Dept. Burgerlijke Bouwkunde, K.U.Leuven, 175 blz.
Schaminée J.H.J.. A.H.F. Stortelder and E.J. Weeda. 1996. De vegetatie van Nederland. Deel 3: Plantengemeenschappen van graslanden. zomen en droge heiden. Opulus press. Uppsala.
Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Westhoff, V., 1995. De Vegetatie van Nederland 1. Grondslagen, methoden, toepassingen. Opulus Press, Uppsala, 296p., ill.
Schaminée J.H.J.. E.J. Weeda and V. Westhoff. 1998. De vegetatie van Nederland. Deel 4: Kust en binnenlandse pioniersmilieus. Opulus Press. Uppsala.
Schepers, B., 2003. Investigation of a simple in-situ erosion device for cohesive sediment beds: ISEF. MSc thesis, IUPWARE Programme, K.U.Leuven.
Schilthuizen, M. 2000. Ecotone: speciation prone. TREE 15:130-131.
Smith, T.B., S. Kark, C.J. Schneider, R.K. Wayne and C. Moritz. 2001. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. TREE 16:431.
Sommer, R.-G., 1978. Experimentell-Ökologische Untersuchungen an Dolichopodiden (Diiptera-Brachycera) im Grenzbereich Land-Meer. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: 123 pp.
Speight, M.C.D., 1986. Criteria for the selection of insects to be used as bio-indicators in nature conservation research. Proceedings of the 3rd European Congress of Entomology, Amsterdam, The Netherlands, 24-29 August 1986, H.H.W. Velthuis (ed.), Part 3: 485-488.
Speybroeck, J., Bonte, D, Gheskiere, T., Grootaert, P., Maelfait, J-P., Sabbe, K., Stienen, E., Van De Walle, M., Van Landuyt, W., Vercruysse, E., Vincx, M. & Degraer, S. (In voorbereiding. Biologische evaluatie van elf strandzones langs de Belgische kust (BEST. AMINAL eindrapport.
Stichelmans, E., 2002. Zaadbankanalyse in functie van natuurontwikkeling: de case-studie IJzermonding. Gent, Universiteit Gent, MSc-thesis, 110 pp.+bijl.
Stortelder A.F.H.. J.H.J. Schaminée and P.W.F.M. Hommel. 1999. De vegetatie van Nederland. Deel 5: Ruigten. struwelen en bossen. Opulus Press. Uppsala.
Swart, D.H., 1986. Prediction of wind-driven transport rates. Proc. Coastal Engineering 1986 (B.L. Edge, ed.), Vol.II:1595-1611, ASCE, New York.
Ter Heerdt, G. N. J. & Drost, H. J., 1994. Potential for the development of marsh vegetation from the seed bank. Biol. Cons. 67:1-11.
Ter Heerdt, G. N. J., Verweij, G. L., Bekker, R. M. & Bakker, J. P., 1996. An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by seeving. Funct. Ecol. 10: 144-151.
Thompson, K., Bakker, J. & Bekker, R., 1997. The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge, Cambridge University Press, 276pp.
Tomasovic, G. 2000. Connaissance actuelles sur les Bibionidae de Belgique (Diptera, Nematocera. Notes fauniques de Gembloux, 38 : 21-42.
Torfs, H., 1995. Erosion of sand/mud mixtures. PhD thesis, Dept. Burgerlijke Bouwkunde, K.U.Leuven.
Ungar I.A and S.R.J. Woodell. 1993. The relationship between the seed bank and species composition of plant communities in two British salt marshes. Journal of Vegetation Science 4:531-536.
Ungar I.A.and S.R.J. Woodell. 1996. Similarity of seed banks to aboveground vegetation in grazed and ungrazed salt marsh communities on the Gower peninsula. South Wales. International Journal of Plant Science 157: 746-749.
Vaillant, F., 1978. Dolichopodidae. In: Illies, J. (ed.. Limnofauna Europaea. Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York Swets & Zeitlinger B.V. Amsterdam: pp. 465-475.
van Coolen, 2004. De afdamming van het Zwin als gevolg van de Tricolor olieverontreiniging: effecten op en herstel van het macrobenthos. Licentiaatsthesis Universiteit Gent 85p.
Van den Balck, E., 1994. Vegetatiekundige en ecologische studie van de slikken en schorren van het Zwin (Knokke-Heist, West-Vlaanderen. Gent, Universiteit Gent, MSc-thesis, 167 pp. + bijl.

Vandenbussche, V., 2002a. Systematiek van natuurtypen voor de biotopen heide, moeras, duin, slik en schor. Deel 1. Inleiding. Brussel, Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.12, 21 pp.
Vandenbussche, V., T'Jollyn, F., Zwaenepoel, A., Van den Balck, E. & Hoffmann, M., 2002b. Systematiek van natuurtypen voor de biotopen heide, moeras, duin, slik en schor. Deel 4. Kustduin. Brussel, Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.15, 120 pp.
Vandenbussche, V., T'Jollyn, F., Zwaenepoel, A., Van den Balck, E. & Hoffmann, M., 2002c. Systematiek van natuurtypen voor de biotopen heide, moeras, duin, slik en schor. Deel 5. Slik en schor. Brussel, Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.16, 120 pp. + bijl.
Vanhecke, L., Charlier, G. & Verelst, L., 1981. Landscha^ppên in Vlaanderen vroeger en nu. Van groene armoede naar grijze overvloed. Meise, Nat. Plantentuin van België, 140 pp., 60+60 foto's.
Vanhonacker, T., 2004. In-situ meting van de erosiekarakteristieken van slikken en schorren. Eindwerk Dept. Burgerlijke Bouwkunde, K.U.Leuven, IX + 126 + ix blz..
Van Landuyt, W., Provoost, S., Leten, M., Ameeuw, G. & Rappé, G., 2004. Vaatplanten. In: Provoost, S. & Bonte, D. (red.. Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22, Brussel, 46-83.
van Leeuwen, C.G. 1966. A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. Wentia 15:25-46.
van Tongeren O.F.R.. 1995. Cluster analysis. In: Jongman R.H.F.. C.J.F. ter Braak and O.F.R. van Tongeren (eds.). Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University press. Cambridge.
van Tongeren, O. 2000. Programma ASSOCIA. Gebruikershandleiding en voorwaarden. (niet officieel gepubliceerd)
Van Turnhout C., W. van Manen & J.W. Vergeer, 2006. Jaar van de Tapuit 2005. SOVON-onderzoeksrapport 2006/04. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
Verrall, G.H., 1905. List of British Dolichopodidae, with Tables and Notes. Entomologist's monthly Magazine 41: 50-57, 81-83, 108-112, 167-172, 188-196, 247-252.
VLM, 1993. Landinrichting, project De Westhoek, deel B. De IJzer, 111p.
Ward, J. V., K. Tockner and F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems:ecotones and connectivity. Regulated Rivers: Research and Management 15:125-139.
Weeda, E.J., Doing, H. & Schaminée, J.H.J., 1996. Koelerio-Corynephoretea. In Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Weeda, E.J., De vegetatie van Nederland, 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden: 61-144.
Weeda, E. J. & Schaminée, J.H.J., 1998. Artemisietea vulgaris. In Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. & Westhoff, V., De Vegetatie van Nederland, 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniersgemeenschappen: 247-325.
Weeda, E. J., Westra, R., Westra, C. & Westra, T., 1988. Nederlandse oecologische flora: wilde planten en hun relaties, deel 3. Amsterdam, IVN, 302 pp.
Westhoff, V., Schaminée, J.H.J. & Dijkema, K.S., 1998. Asteretea tripolii. In Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. & Westhoff, V. De Vegetatie van Nederland 4. Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniersmilieus. Uppsala, Opulus Press: 89-130.
Willems J.H. and L.P.M. Bik. 1998. Restoration of high species density in calcareous grassland – the role of seed rain and soil seed bank. Applied Vegetation Science 1: 91-100.
Wolters M. and J.P. Bakker. 2002. Soil seed bank and driftline composition along a successional gradient on a temperate salt marsh. Applied Vegetation Science 5:55-62.
Wolters, M. & Bakker, J.P. 2002. Soil seed bank and driftline composition along a successional gradient on a temperate salt marsh. Appl. Veg. Sci. 5: 55-62.
WVI, 2005. Nieuwpoort. Gemeentelijk Milieubeleidsplan 2005-2009. I.o.v. de Gemeente Nieuwpoort, 385 p.
Ysebaert, T, Meire, P., Maes, D. & Buijs, J., 1993. The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde estuary. Neth. J. of Aqua. Ecol. 27, 2-4): 327-341.
Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H. & Heip, C.H.R., 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde Estuary, NW

Lijst van figuren

Figuur 2.1 - Algemeen schema van een natuurherstel en –beheerproces met aanduiding van de timing die gevolgd werd in het VNR De IJzermonding. Stappen die in dit rapport betreffende de monitoring van het natuurherstelproces op de rechteroever van de IJzermonding worden behandeld zijn weergegeven in grijs. Merk op dat er geen eind is aan dit proces en dat monitoring moet beschouwd worden als een intrinsiek onderdeel van het proces (naar Hoffmann et al., 2005)....14
Figuur 3.1 – Deel van het Vlaams natuurreservaat De IJzermonding met afbakening (blauwe lijn) van het studiegebied waarbinnen de natuurherstelwerken werden uitgevoerd en waarbinnen verschillende monitoringactiviteiten plaatsvonden. Als achtergrond werden False Colour Infrarood luchtfoto's van 28 juli 2002 gebruikt; deze geven de situatie weer halverwege de monitoringperiode en nadat de meeste herstelmaatregelen werden uitgevoerd....19
Figuur 3.2 - Vlaams natuurreservaat De IJzermonding, vegetatiekartering voordat natuurherstelwerken werden uitgevoerd, o.b.v. Hoffmann et al. (1996); kartering vertrekkend van FCIR-luchtfotoreeksen van 10 juli en 3 augustus 1994, veldkartering dateert van de zomer van 1996; de veldkartering gebeurde door Matthias Hoys. In tabel 3.2 worden de karteringscodes nader omschreven. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 3.2 in A3-formaat....21
....21
Figuur 4.1 – Vlaams natuurreservaat De IJzermonding, globaal ecologisch streefbeeld (lijnelementen, i.e. wandelpaden, veerverbinding, ... zijn niet weergegeven) voor het integrale kustreservaat De IJzermonding zoals geformuleerd in Hoffmann et al. (1996), weergegeven met de topografische kaart van het NGI, kaartblad 12-5, schaal 1:10.000 als achtergrond)....24
Figuur 4.2 - Beheereenheden van het VNR De IJzermonding. Beheereenheid 1: strand en zeereepduinen; 2: noordelijk duingebied, incl. site vuurtoren; 3: zuidelijk duingebied en estuarium; 4: wegenis met wegbermen, incl. duin-polderovergang; 5: site Mosselkot. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004....26
Figuur 4.3 - Globale lokalisering van de na te streven doeltypen voor het VNR De IJzermonding. Nadere omschrijvingen van de doeltypen zijn terug te vinden in tabel 4.3 en hoofdstuk 4.2.1 t.e.m. 4.2.5. Bij gecombineerde codes is de eerste code qua oppervlakte het belangrijkste doeltype, het laatste het minst belangrijk in oppervlakte. Achtergrond is de topografische kaart van het NGI, kaartblad 12-5, schaal 1:10.000.33
Figuur 5.1 - Vlaams natuurreservaat De IJzermonding, situering van de tussen 1999 en 2003 uitgevoerde natuurherstelwerken; verscheidene ingrepen overlappen elkaar, maar belangrijk is dat alle ingekleurde gebiedsdelen ingrijpende veranderingen ondergingen, die de oorspronkelijke vegetatie integraal deed verdwijnen. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 5.1 in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002....37
Figuur 6.1 – VNR De IJzermonding, monitoringlocaties en -transecten gebruikt voor de verschillende condities en responsvariabelen, met waarnemingspunten voor het arthropodenonderzoek op schor en duin, de deelgebieden onderscheiden voor het gebiedsdekkend avifaunadeel en de geïnterpreteerde deelgebieden voor de macrozoöbenthosstudie gebaseerd op een visuele inschatting van de storingsgraad van het betreffende intertidale gebied en de bemonsteringspunten voor de ruimtelijke en temporele variatie in de macrozoöbenthosfauna; als achtergrond wordt de toestand op 28 juli 2002 weergegeven (FCIR-luchtfoto). Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 6.1 in A3-formaat....41
Figuur 7.1 - Voorbeeld van meetresultaat met het CTD toestel....51
Figuur 7.2 - Algemene dimensies [m] van de ISEF. Met [1] de propeller, [2] de afdekplaat uit plexiglas, [3] snelheidsmeter (EMF), [4] de turbiditeitsmeter, [5] de 'honeycomb'....53
Figuur 7.3 - De In-Situ Erosion Flume tijdens de veldmeting in het voormalige tijdok....53
Figuur 7.4 - K-means clustering van 11 parameters bepaald voor 34 sedimentstalen, verspreid over het intertidaal....56
Figuur 7.5 - Voorbeeld van de korrelverdeling van een bodemmonster (uit de Kreek van Lombardsijde, 08/2001) waar de drie fracties aanwezig zijn, bekomen met de Coulter Counter....57
Figuur 7.6 - De slibconcentratie (volume %) in functie van de mediane korrelgrootte (µm) van alle sedimentstalen....57
Figuur 7.7 - Ruimtelijke voorstelling van de slibfractie (in %) met aanduiding van de verschillende deelzones uit het benthosonderzoek (staalname in 2004 en het vegetatieonderzoek van 2005 van de bovenste 10 cm van het substraat. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.7 in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004....58
Figuur 7.8 - Ruimtelijke voorstelling van de mediane korrelgrootte (in µm) met aanduiding van de verschillende deelzones uit het benthosonderzoek (staalname in 2004 en het vegetatieonderzoek van 2005 van de bovenste 10

cm van het substraat. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.8 in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.....59
Figuur 7.9 - Verdeling van de mediane korrelgroottes van de sedimentstalen uit 2004 en 2005 over de verschillende fracties uit de classificatie van Wentworth.....60
Figuur 7.10 - Mediane korrelgrootte (D50 in µm) en slibgehalte (in %) van de bemonsterde gebieden anno 2004. SV: sterk verstoord; MV: matig verstoord; LV: licht verstoord; OV: onverstoord; KR: kreek en LA: lagune; Gemiddelden ± Standaardfout.....60
Figuur 7.11 - Temporele variabiliteit van de mediane korrelgrootte (µm) langsheen de lengte- en intergetijdengradiënt; slibfractie: < 63 µm). Gemiddelden ± standaard fout. Onverstoord: Kreek van Lombardsijde (niet rechtstreeks beïnvloed door de herstelwerken; licht verstoord: slik voor de oude schor; medium verstoord: gebied tussen transect 5 en 6; sterk verstoord: gebied vanaf transect 6 tot en met het voormalige tijdok.....61
Figuur 7.12 - Evolutie van de topografie (in cm) tussen september 2002 en oktober 2005 ter hoogte van zes sederoplots in de transecten 7, 8 en 11 tussen 12 september 2002 en 20 oktober 2005. Benaderende hoogteligging in m TAW bepaald aan de hand van de transectmetingen in de zomer van 2002. Op 17 februari 2005 werd de sederoplot op 7-94m vervangen wegens uitspoelen van de verticale palen door erosie; dit verklaart de sprong in de grafiek.....64
Figuur 7.13 - Relatie tussen de terreinmetingen en de hoogtes uit het laseraltimetrisch DTM van 2002 (n=361).
.....65
Figuur 14a – Topografie van het VNR De IJzermonding op basis van LIDAR metingen door VITO (Mol) op 18 december 2002, halverwege de uitvoering van de natuurherstelwerken; dichtheid 1 punt per 4 m², verticale standaarddeviatie 5 cm. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.14a in A3-formaat.....66
Figuur 14b – Topografie van het VNR De IJzermonding op basis van LIDAR metingen door VITO (Mol) op 18 december 2002, halverwege de uitvoering van de natuurherstelwerken, waarbij het deel van de lagunaire schor werd vervangen door dat deel van het DTM-Vlaanderen; deze dateert van na de uitvoering van de laatste grootschalige natuurherstelwerken direct ten oosten van de oude schor. Voor het overige deel van het intertidaal is DTM-Vlaanderen niet bruikbaar en werden de LIDAR-resultaten gehandhaafd. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.14b in A3-formaat.....67
Figuur 7.14c - Afwijking van de ingemeten terreinhoogtes ten opzichte van het DTM (2002). Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.14b in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.....68
Figuur 7.15(a-f) - Verschillen tussen de geïnterpoleerde hoogtemetingen van de transecten. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 7.15 in A3-formaat. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.....71
Figuur 7.16 - Raming van het sedimentbudget binnen de bethosdeelgebieden (fig. 6.1, 13.1a) op basis van de topografische inmeting van de transecten.....72
Figuur 7.17 - Dwarsprofiel uit de DEM van 2002 halverwege tussen transecten 5 en 6.....74
Figuur 7.18 - Erosie van de sliklaag aan de LW lijn met detail (inzet).....75
Figuur 7.19 - Golfslag op de waterlijn veroorzaakt door een passerend plezierbootje.....75
Figuur 7.20 - Aangezande vegetatie.....76
Figuur 7.21 - Geulen in het voormalige tijdok (mei 2002). De donkere plekken in het midden zijn de wijnrode verkleuring t.g.v. diatomeeënbloei.....77
Figuur 7.22 - Nieuwe geul tussen transecten 4 en 5 gezien vanaf de LW lijn (mei 2002).....77
Figuur 7.23 - Rekendomein van het numerieke model, met aanduiding van de verschillende op 19 maart 2003 gevaren dwarsdoorsneden in de vaargeul van de IJzermonding.....79
Figuur 7.24 - Rekenrooster.....80
Figuur 7.25 - Hydrodynamische randvoorwaarden in het TELEMAC-2D model.....81
Figuur 7.26 - Vergelijking gemeten en berekende gemiddelde snelheden over de dwarsdoorsnede 2 (meetcampagne 19 maart 2003, tijd in GMT).....83
Figuur 7.27 - Scatterplots van gemeten en berekende snelheden en richtingen van de stromingen in de IJzermonding (meetcampagne 19 maart 2003, tijd in GMT).....84
Figuur 7.28 - Berekend snelheidsveld in het tijdok bij hoogwater.....85
Figuur 7.29 - Hoeveelheden gebaggerd sediment sinds 1990.....86
Figuur 8.1 - Situering van de peilbuizenreeksen, geprojecteerd op de FCIR luchtfoto's van 28 juli 2002.....92
Figuur 8.2 - Gedetailleerde situering van de peilbuizen in reeks 1 (links) en reeks 2 (rechts). Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.....92
Figuur 8.3 – Profielschets van de boorgaten, geboord voor het plaatsen van de peilbuizen (links reeks 1 en rechts reeks 2); peilbuis 16 raakte tijdens de meetperiode in onbruik wegens overstuiving.....93
Figuur 8.4 - Globaal patroon van de gemeten grondwaterstanden in reeks 1 (links) en reeks 2 (rechts), gekoppeld aan het waterpeil in de IJzergeul (gegevens VLIZ).....93
Figuur 8.5 - Globale schets van de grondwaterstromingen in de IJzermonding.....94

Figuur 8.6 - Detail van de gemeten grondwaterstanden in reeks 1 (links) en reeks 2 (rechts), gekoppeld aan het waterpeil in de IJzergeul (gegevens VLIZ). 94
Figuur 8.7 - Geleidbaarheid in pb 19 (reeks 1) in een schor-duinovergangszone en 14 (reeks 2) op de oude schor. 95
Figuur 8.8 -Globaal grondwaterstromingspatroon aan de Westkust volgens Lebbe et al. (1993); vergelijk met fig. 8.5. 96
Figuur 9.1 - Vlaams natuurreservaat De IJzermonding, locaties (blauwe punten) van de proefvlakken (blauwe stippen) waarvan bodemstalen werden geanalyseerd op de aanwezige zaadbank (Stichelmans, 2002); rode stippen zijn permanente transectpalen. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 99
Figuur 9.2 - Average number of seed bank records in the database of Thompson et al. (1997) for species of 7 ecological groups, considered diagnostic or differentiating for coastal plant communities. The 95 % confidence interval is indicated 105
Figuur 9.3 - Average seed longevity index for species of 7 ecological groups considered diagnostic or differentiating for coastal plant communities. The 95 % confidence interval is indicated. 106
Figuur 10.1 - De verspreiding van (a) Atriplex littoralis en (b) Beta vulgaris ssp. maritima, op basis van individuele puntwaarnemingen in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. 113
Figuur 10.2 - De verspreiding van een selectie van een aantal aandachtsoorten, op basis van individuele puntwaarnemingen in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. 114
Figuur 10.3 - De verspreiding van (a) Halimione portulacoides (individuele puntwaarnemingen) en (b) Limonium vulgare op basis van puntwaarnemingen, vegetatieopnamen, -kartering in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. 115
Figuur 10.4 - De verspreiding van (a) Parapholis strigosa op basis van individuele puntwaarnemingen, vegetatieopnamen en –kartering en (b) Plantago maritima op basis van individuele puntwaarnemingen in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004 116
Figuur 10.5 - De verspreiding van (a) Puccinellia maritima en (b) Salicornia Europeaan (algemeen in het hele intertidaal) en S. procumbens (zeldzaam, vooral voorkomend op de slibrijkste plaatsen) op basis van individuele puntwaarnemingen, vegetatieopnamen en –kartering in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004 117
Figuur 10.6 - De verspreiding van Spartina townsendii en Spergularia marina en S. media op basis van individuele puntwaarnemingen, vegetatieopnamen en –kartering in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. 118
Figuur 10.7 - De verspreiding van Suaeda maritima (algemeen in het hele begroeide intertidaal, lichte voorkeur voor iets zandiger delen) op basis van individuele puntwaarnemingen, vegetatieopnamen en –kartering in de periode juli 2001-juni 2004. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004 119
Figuur 11.1 - Oriëntering van de permanente kwadraten voor het opnemen van de vegetatie in de transecten. Y = nummer van het transect (1 tot 11, in 2003 aangevuld met 12 en 13); x = plaats langs het transect (in m) 122
Figuur 11.2 – Ligging van de 13 transecten waarlangs permanente kwadraten voor de vegetatiestudie werden uitgezet. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 124
Figuur 11.2.1 – Overstromingsfrequentie in de in die zin gedifferentieerde intertidale zone ter hoogte van het meetpunt aan het voormalige tijdok te Nieuwpoort, op basis van de tijwaarnemingen in de periode 1991-2000 (Fremout 2002). GDHW: gemiddeld doodtij hoogwater; GHW: gemiddeld hoogwater; GSHW: gemiddeld springtij hoogwater, alle met betrekking tot de periode 1991-2000. Alle punten links van de grafiek worden bij elk hoogwater overspoeld, alle punten rechts van de grafiek worden nooit overspoeld. De inzet toont het gemiddelde procentuele aantal hoogwaters dat tot een bepaalde hoogteklasse in m TAW reikt (per hoogteklasse van 1 dm). 126
Figuur 11.3 - IJzermonding, gemiddelde overstromingsfrequentie van de vegetatieopnamen, gerangschikt per vegetatietype. 132
Figuur 11.4 - IJzermonding, gemiddelde hoogteligging van de vegetatieopnamen, gerangschikt per vegetatietype. 133
Figuur 11.5 - IJzermonding, gemiddelde totale bedekking van de vegetatie in de opnamen, gerangschikt per vegetatietype. 134
Figuur 11.6 - IJzermonding, gemiddelde aantal soorten per vegetatieopname, gerangschikt per vegetatietype. 135
Figuur 11.7 - IJzermonding, gemiddelde bedekking van de strooisellaag per vegetatieopname, gerangschikt per vegetatietype. 136
Figuur 11.8 - IJzermonding, gemiddelde som van de bedekking van laagblijvende, meestal door grazers geprefereerde grassoorten (de meest algemene zijn Agrostis stolonifera, A. capillaris, Festuca rubra s.l., Poa pratensis, Puccinellia maritima) per vegetatieopname, gerangschikt per vegetatietype. 137

Figuur 11.9 - IJzermonding, gemiddelde som van de bedekking van hoog uitgroeiende grassoorten (de belangrijkste zijn Ammophila arenaria, Calamagrostis epigejos, Elymus athericus en Spartina townsendii) per vegetatieopname, gerangschikt per vegetatietype. 138
Figuur 11.10 – Voorkomen van Spartinion (Spartinetum townsendii) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 139
Figuur 11.11 - Voorkomen van Thero-Salicornion (Salicornietum brachystachyae) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 141
Figuur 11.12 - Voorkomen van Thero-Salicornion (Suaedetum maritimae) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 143
Figuur 11.13 - Voorkomen van Puccinellion maritimae (Puccinellietum maritimae) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 145
Figuur 11.14 - Schor-duinovergang ter hoogte van het studiegebied in 1904 (Massart, 1908). Centraal is een vloedmerk te zien, links waarvan een door koeien, paarden en muilezels begraasde schorvegetatie met Salicornia europaea, Suaeda maritima, Glaux maritima, Puccinellia maritima, Armeria maritima en andere schorsoorten voorkomt, en rechts een 'klassiek' duingrasland met Festuca rubra, Agrostis sp. (Agrostis alba benoemd door Massart), mossen en korstmossen (tekst naar Vanhecke et al. (1991). Op de achtergrond is in het verlengde van het vloedmerk de toenmalige vuurtoren van Nieuwpoort te zien; op diezelfde plaats werd later de huidige vuurtoren gebouwd, links zijn enkele gebouwen op de linkeroever in Nieuwpoort-aan-Zee te zien. Het viel Massart destijds op dat de overgang tussen zout schor- en zoet duinmilieu zich in een zeer smalle zone van slechts ca. 2 m bevond. 147
Figuur 11.15 – Bij benadering dezelfde locatie als in figuur 11.14 in het studiegebied in november 2004. Centraal is MONAIJ-transectpaal 3-250 te zien. Momenteel is ter plaatse een pioniervegetatie van Salicornia europaea en Suaeda maritima aanwezig, de duin"reconstructie" ligt iets verder naar het oosten (rechts). 148
Figuur 11.16 – Schorvegetatie langs de Kreek van Lombardsijde in 1904, gefotografeerd door Massart (1908) ter hoogte van transect 1 in de huidige studie. Het betreft een niet beweide schorvegetatie met Puccinellia maritima, Aster tripolium, Triglochin maritimum, Plantago maritima, Halimione portulacoides, Suaeda maritima en andere schorsoorten (volgens Vanhecke et al, 1981). 149
Figuur 11.17 – Kreek van Lombardsijde, juli 1959; op de verre achtergrond zijn vegetatie-eilandjes zichtbaar op de slikken langsheen de IJzer, dit betreft recent gevestigde Spartina townsendii populaties (uit Duvigneaud & Lambinon, 1963). 149
Figuur 11.18 – Schorrelict langs de IJzer, juli 1959. Recent gevestigde populaties van Spartina townsendii voor de schorklif (schor gedomineerd door Elymus athericus) (uit Duvigneaud & Lambinon, 1963) 149
Figuur 11.19 – Schorvegetatie langs de Kreek van Lombardsijde in 1980 gefotografeerd door Georges Charlier (Vanhecke et al, 1981) ter hoogte van transect 1 in de huidige studie. De foto werd op dezelfde locatie en met dezelfde oriëntatie gefotografeerd als de foto van Massart in de fig. 11.16. Het zijn nog altijd niet beweide schorren. Opvallend is de vrijwel identieke structuur van schorrand en slikgeultjes, de soortensamenstelling lijkt wel grondig gewijzigd met dominantie van Elymus athericus (naar Vanhecke et al, 1981; zie ook vegetatiekaart in Goetghebeur, 1976). De situatie van het schor is ook in 2004 nauwelijks gewijzigd. Wel verdwenen de door Goetghebeur nog talrijk gekarteerde Artemisia maritima vegetaties vrijwel volledig; er resteert nog slechts een kleine populaties onderaan de noordelijke rand van de Kreek van Lombardsijde (zie fig. 10.2a). 150
Figuur 11.20 - Voorkomen van Armerion maritimae (Atriplici-Elytrigietum pungentis) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 151
Figuur 11.21 - Gemiddelde bedekking van Elymus athericus/repens in de 18 onderscheiden vegetatietypes. De soort haalt behalve in het intertidale Atriplici-Elytrigietum pungentis ook vrij hoge bedekking in andere intertidale en verscheidene supratidale types. Daar betreft het vermoedelijk grotendeels E. repens. 153
Figuur 11.22 - Voorkomen van Bidention tripartitae (Chenopodietum rubri) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 154
Figuur 11.23 - Voorkomen van Saginion maritimae in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 155
Figuur 11.24 - Voorkomen van Atriplicion littoralis (Atriplicetum littoralis) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 157
Figuur 11.25 - Voorkomen van Agropyro-Honckenyion peploidis (Honckenyo-Agropyretum juncei) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 158
Figuur 11.26 - Voorkomen van Ammophilion arenarii (Elymo-Ammophiletum) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 160
Figuur 11.27 - Voorkomen van Salsolion ruthenicae (Bromo-Corispermetum) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 162
Figuur 11.28 - Voorkomen van Onopordion acanthi (Echio-Verbascetum) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 164

Figuur 11.29 - Voorkomen van Tortulo-Koelerion types (Phleo-Tortuletum ruraliformis, Sileno-Tortuletum ruraliformis) en Cladonio-Koelerietalia in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 166
Figuur 11.30 - Voorkomen van Platagini-Festucion (Festuco-Galietum veri) in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 169
Figuur 11.31 - Voorkomen van Berberidion vulgaris (Hippohaeo-Sambucetum en de RG Urtica diocia in de transecten in 2003. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 171
. 171
Figuur 11.32 – Successie in de proefvlakken die in de drie opeenvolgende jaren werden opgenomen. De dikte van de lijn is in verhouding met het aantal opnamen dat dezelfde trend vertoont. 174
Figuur 11.33 – Bedekking van soorten uit het slibrijk intertidaal (oud en nieuw schor gecombineerd). 176
Figuur 11.34 – Procentuele bedekking van zeekraal (Salicornia europaea + S. procumbens) in de opnamen van 2003. 177
Figuur 11.35 - Procentuele bedekking van klein schorrenkruid in de opnamen van 2003. 178
Figuur 11.36 – Bedekking van soorten uit het zandig intertidaal (oud en nieuw schor gecombineerd). 178
Figuur 11.37 - Procentuele bedekking van strandkweek en kweek in de opnamen van 2003. 179
Figuur 11.38 – Bedekking van soorten uit het integraal supratidaal (zandig, oud en nieuw duin en zanddijken). 180
Figuur 11.39 – Bedekking van zeekraal (Salicornia europaea+ S. procumbens) op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied). 181
Figuur 11.39 – Bedekking van klein schorrenkruid op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied). 182
Figuur 11.40 – Bedekking van lamsoor op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied). 182
Figuur 11.41 – Bedekking van gewoon kweldergras op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied). 183
Figuur 11.42 – Bedekking van strandkweek op de oude schorrelicten en op de nieuw gecreëerde intertidale gebieden in functie van de hoogteligging (in m TAW); de kromme stelt de gemiddelde overstromingsfrequentie in de periode 1991-2000 voor (rood: oud schor; groen: nieuw intertidaal gebied). 183
Figuur 11.43 – Proefvlakken die werden beïnvloed door de natuurherstelwerken uit de periode 1999-2004 Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 184
. 184
Figuur 11.44 – VNR de IJzermonding, globale vegetatiekaart 1996, op basis van FCIR-reeksen van 10 juli 1994 en 3 augustus 1994; enkele hoofdkarteringscodes zijn weergegeven Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 3.2 in A3-formaat. 190
Figuur 11.45 – VNR De IJzermonding, globale vegetatiekaart op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.45 in A3-formaat. 191
Figuur 11.46 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van primaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.46 in A3-formaat. 192
Figuur 11.47 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van secundaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.47 in A3-formaat. 193
Figuur 11.48 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van tertiaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.48 in A3-formaat. 194
Figuur 11.49 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van quaternaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.49 in A3-formaat. 195
Figuur 11.50 – VNR De IJzermonding, globale vegetatiekaart op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.50 in A3-formaat. 196
Figuur 11.51 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van primaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.51 in A3-formaat. 197
Figuur 11.52 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van secundaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.52 in A3-formaat. 198
Figuur 11.53 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van tertiaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.53 in A3-formaat. 199
Figuur 11.54 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van quaternaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. Deze kaart is ook opgenomen als kaartbijlage 11.54 in A3-formaat. 200

Figuur 12.1 - Ligging van de bemonsterde stations voor loopkevers en spinnen langs de het IJzermonding (opm.: niet weergegeven: 3D gesitueerd dichtbij 3R).De rode lijnen geven de transecten weer waarin de vegetatie werd bemonsterd. De stations zijn steeds zo dicht mogelijk bij deze transecten gelegen, maar werden niet in de transecten gelegd om vegetatieverstoring te vermijden. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002. 218
Figuur 12.2a - DCA-ordinatie van de loopkeversoorten (telkens eerste drie karakters van genusnaam, gevolgd door eerste vier karakters van soortnaam, cf. bijlage 12.2 voor een volledige lijst) in de onderzochte stations (najaar 2001). 221
Figuur 12.2b - DCA-ordinatie van de onderzochte stations op basis van de loopkevers met overlay van de onderscheiden habitattypes (najaar 2001). 221
Figuur 12.3a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de loopkevers (2002). 221
Figuur 12.3a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de loopkevers (2002). 222
Figuur 12.3b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de loopkevers (2002). 222
Figuur 12.4a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de loopkevers (2003). 222
Figuur 12.4a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de loopkevers (2003). 223
Figuur 12.4b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de loopkevers (2003). 223
Figuur 12.5a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de spinnen (najaar 2001). 225
Figuur 12.5b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de spinnen (najaar 2001). 225
Figuur 12.6a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de spinnen (2002). 226
Figuur 12.6b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de spinnen (2002). 226
Figuur 12.7a - DCA-ordinatie van de soorten en stations voor de spinnen (2003). 227
Figuur 12.7b - DCA-ordinatie van de stations met overlay van habitattypes voor de spinnen (2003). 227
Figuur 12.8 – Locatie van de witte waterbakjes en venstervallen, gebruikt voor de bemonstering van Diptera (witte waterbakjes: PA, CV, GV, SV; venstervallen: AB, 6KB, SB). Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. 235
Figuur 12.9 - Verdeling van soorten en individuen over gecombineerde Rode Lijstcategorieën. Bedreigd: RL categorieën 1, 2 en 3; Zeldzaam: RL categorieën zZ, Z en vZ (zie Pollet, 2000). 241
Figuur 12.10 - Procentuele verdeling slankpootvliegindividuen over ecologische klassen (aantal individuen in kolommen aangeduid). 241
Figuur 13.1b - Schematische voorstelling van het studiegebied met aanduiding van de zes visueel onderscheiden, deelgebieden en de bemonsterde stations. OV, onverstoorde zone; LV, licht verstoorde zone; MV, medium verstoorde zone; SV, sterk verstoorde zone; KR, kreek: LA, lagune; Gele punten, monitoringstations; Rode punten, ruimtelijke verspreidingsstations. In Fig. 13.1a staan de locaties exact weergegeven op de FCIR-luchtfoto's van 28 juli 2002. Om praktische redenen (het grote aantal bytes van de figuren met een fotoachtergrond) worden hierna niet de foto's, maar steeds de schematische voorstellingen gebruikt om de verspreidingspatronen van het macrobenthos weer te geven. 257
Figuur 13.2 - Mediane korrelgrootte (D50 in µm) en slibgehalte (in %) van de bemonsterde gebieden anno 2004. SV: sterk verstoord; MV: matig verstoord; LV: licht verstoord; OV: onverstoord; KR: kreek en LA: lagune; Gemiddelden ± Standaardfout. 258
Figuur 13.3 - Schematische voorstelling van de slibfractie (in %) en de mediane korrelgrootte (in µm) op de verschillende monitoringstations, anno januari 2004. 259
Figuur 13.4 - Densiteit, soortenrijkdom (N_0) en biomassa van de bemonsterde gebieden anno 2004 per hoogte stratum. SV: sterk verstoord; MV: matig verstoord; LV: licht verstoord; OV: onverstoord; KR: kreek en LA: lagune. Gemiddelden ± Standaardfout. 261
Figuur 13.5 - Verspreiding van de belangrijkste soorten langsheen het strandtransect. 262
Figuur 13.6 - Het strandprofiel (anno november 2003) met intertidale helling 1,42 %. 262
Figuur 13.7 - Dendrogram van de TWINSPAN-classificatie gebaseerd op de dichtheden van de macrobenthossoorten. Zie appendix voor de gebruikte afkortingen van de soortnamen. 264
Figuur 13.8 - Detrended Correspondence Analaysis (DCA) ordinatiediagram gebaseerd op de densiteitgegevens (de sterk afwijkende strandmonsters werden weggelaten); as1 (Eigenwaarde: 0,29) versus as2 (Eigenwaarde: 0,14), waarbij ellipsen werden getrokken rond de door twinspan aangeduide clusters (uitgezonderd cluster 1 en 5). 264
Figuur 13.9 – Verspreiding van de macrobenthosgemeenschappen, gebaseerd op de Twinspan analyse van de stalen van januari 2004. 266
Figuur 13.12 - Dominantie in densiteit (ind/m²) van de belangrijkste taxa (Corovolu : Corophium volutator, Tubibene: Tubificoides benedeni, Nerediv: Nereis diversicolor, Strebene: Streblospio benedicti, Oligochaeta species, Pygoeleg: Pygospio elegans) langsheen de storingsgradiënt SV, MV, LV en OV) en van de nieuwe kreek en lagune (KR en LA). 273
Figuur 13.13 - Dominantie in biomassa (g AFDW/m²) van de belangrijkste soorten (Corovolu : Corophium volutator, Hetefili: Heteromastus filiformis, Macobalt: Macoma balthica, Nerediv: Nereis diversicolor, Oligspec:

Oligochaeta species) langsheen de storingsgradiënt (SV, MV, LV en OV) en van de nieuwe kreek en lagune (KR en LA).....274
Figuur 13.14 - Totaal aantal macrobenthische soorten in het studiegebied doorheen de monitoringperiode. 279
Figuur 13.15 - Soortenwinst en –verlies doorheen de monitoringperiode. 279
(A) september 2002 t.o.v. oktober 2001; (B) januari 2003 t.o.v. oktober 2002; (C) januari 2003 t.o.v. oktober 2001. 279
P, Polychaeta; A, Amphipoda; D, Decapoda; B, Bivalvia; N, Nemertini; I, Insecta; O, Oligochaeta. 279
Figuur 13.16 - Temporele variabiliteit in soortenrijkdom en macrobenthosdensiteit; gemiddelden voor alle stalen per bemonsteringsperiode. De vlaggen stellen de standaardfout voor. 280
Figuur 13.17 – Variabiliteit van de soortenrijkdom (spp/0,01m²) in de tijd, langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout. 280
Figuur 13.18 - Variabiliteit van het totaal aantal soorten (spp.) in de tijd langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout. 281
Figuur 13.19 - Variabiliteit van de macrobenthosdensiteit (ind/m²) in de tijd langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout. 281
Figuur 13.20 - Temporele variabiliteit van de mediane korrelgrootte (µm) langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout. 282
Figuur 13.21 - De slibconcentratie (volume %) in functie van de mediane korrelgrootte (µm) van alle sedimentstalen. 283
Figuur 13.22 - De soortenrijkdom (spp/0,01m²) in functie van de mediane korrelgrootte (µm). 283
Figuur 13.23 - De macrobenthosdensiteit (ind/m²) in functie van de mediane korrelgrootte (µm). 284
Figuur 13.24 - Temporele variabiliteit van de densiteit (ind/m²) van Corophium volutator, Tubificoides benedeni, Nereis diversicolor en Oligochaeta spp. langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± Standaardfout. 286
Figuur 13.25 - Temporele variabiliteit van de densiteit (ind/m²) van Heteromastus filiformis, Pygospio elegans, Macoma balthica en Eteone longa langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± standaardfout. 287
Figuur 13.26 - Temporele variabiliteit van de densiteit (ind/m²) van Streblospio benedicti langsheen de storings- en intergetijdengradiënt. Gemiddelden ± standaardfout. 288
Figuur 13.27 - Detrended Correspondence Analysis plot: as2 (Eigenwaarde: 0,13) versus as1 (Eigenwaarde: 0,21), met aanduiding van de drie hoogtezones. 288
Figuur 13.28 - Detrended Correspondence Analysis plot: as2 (Eigenwaarde: 0,13) versus as1 (Eigenwaarde: 0,21), met aanduiding van de vier verstoringszones. 289
Figuur 13.29 - De DCA as2 score binnen elk van de storingsdeelgebieden, opgesplitst langsheen de hoogtegradiënt. Gemiddelden ± standaardfout. 289
Figuur 13.30 - Grafische presentatie van de verklarende (Spearman r: R^2>0,30), significante (p<0,05) soortenrelaties met de eerste en tweede DCA assen. X-as, DCA score; Y-as, densiteit (vierdemachtswortel transformatie). 290
Figuur 14.1 - Ligging van de acht grote deelgebieden aan de IJzermonding, die werden onderscheiden ten behoeve van het de monitoring van de overwinterende en doortrekkende watervogels. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004. 300
Figuur 14.2 - Gemiddeld maandmaximum van het totaalaantal steltlopers aan de IJzermonding, seizoenen 2001-2002 tem 2003-2004. 301
Figuur 14.3 - Gemiddeld maandmaximum van het totaalaantal meeuwen en sterns aan de IJzermonding, seizoenen 2001-2002 tem 2003-2004 302
Figuur 14.4 - Gemiddeld maandmaximum van het totaalaantal eenden, reigers, aalscholvers en rallen aan de IJzermonding, seizoenen 2001-2002 tem 2003-2004 302
Figuur 14.5 - Maandelijks verloop van het totaal aantal vogeldagen van watervogels (exclusief meeuwen) aan de IJzermonding. 303
Figuur 14.6 - Aantal vogeldagen per maand van alle aanwezige watervogelsoorten exclusief meeuwen en sterns (gemiddelde aantallen over de seizoenen 2001/02 tem 2003/04) 304
Figuur 14.7 - Maandelijkse soortenverhouding van alle aanwezige watervogelsoorten exclusief meeuwen en sterns (gebaseerd op gemiddeld aantal vogeldagen over de seizoenen 2001/02 tem 2003/04). 304
Figuur 14.8 - Soortenverhouding van alle aanwezige watervogelsoorten exclusief meeuwen en sterns over alle maanden samen en gebaseerd op gemiddeld aantal vogeldagen over de seizoenen 2001/02 tem 2003/04. 305
Figuur 14.9 - Seizoenaal aantalverloop van de aalscholver, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 306
Figuur 14.11 - Seizoenaal aantalverloop van de scholekster, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 307
Figuur 14.12 - Evolutie van het aantal vogeldagen van scholekster per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04 308

Figuur 14.13 - Seizoenaal aantalverloop van de bontbekplevier, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 309
Figuur 14.14 - Evolutie van het aantal vogeldagen van bontbekplevier per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04. 309
Figuur 14.15 - Seizoenaal aantalverloop van de Zilverplevier, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 310
Figuur 14.16 - Evolutie van het aantal vogeldagen van Zilverplevier per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04 .310
Figuur 14.17 - Seizoenaal aantalverloop van de goudplevier, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 311
Figuur 14.18 - Seizoenaal aantalverloop van de kievit, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 311
Figuur 14.19 - Seizoenaal aantalverloop van de bonte strandloper, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 312
Figuur 14.20 - Evolutie van het aantal vogeldagen van bonte strandloper per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04. 312
Figuur 14.21 - Seizoenaal aantalverloop van de tureluur, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 313
Figuur 14.22 - Evolutie van het aantal vogeldagen van tureluur per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04. 313
Figuur 14.23 - Seizoenaal aantalverloop van de steenloper, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 314
Figuur 14.24 - Evolutie van het aantal vogeldagen van steenloper per seizoen, periode 1988/89 – 2003/04. 314
Figuur 14.25 - Seizoenaal aantalverloop van de visdief, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 315
Figuur 14.26 - Seizoenaal aantalverloop van de grote stern, uitgedrukt in gemiddeld aantal vogeldagen per maand tijdens de periode 2001/02 tem 2003/04. 315
Figuur 14.27 - Aantallen en verspreiding van aalscholvers in relatie tot het getij 317
Figuur 14.28 - Aantallen en verspreiding van bergeend in relatie tot het getij 318
Figuur 14.29 - Aantallen en verspreiding van scholeksters in relatie tot het getij 319
Figuur 14.30 - Aantallen en verspreiding van bontbekplevier in relatie tot het getij 320
Figuur 14.31 - Aantallen verspreiding van zilverplevier in relatie tot het getij 320
Figuur 14.32 - Aantallen en verspreiding van kievit in relatie tot het getij 321
Figuur 14.33 - Aantallen en verspreiding van bonte strandlopers in relatie tot het getij 322
Figuur 14.34 - Aantallen en verspreiding van rosse grutto in relatie tot het getij 322
Figuur 14.35 - Aantallen en verspreiding van wulp in relatie tot het getij 323
Figuur 14.36 - Aantallen en verspreiding van tureluurs in relatie tot het getij 324
Figuur 14.37 - Aantallen en verspreiding van steenloper in relatie tot het getij 325
Figuur 14.38 -Relatief belang van de verschillende deelgebieden voor foeragerende watervogels 325
Figuur 14.39 - Relatief belang van de verschillende deelgebieden voor watervogels tijdens hoog water. 326
Figuur 14.40 - Activiteit van aalscholver in relatie tot het getij 327
Figuur 14.41 - Activiteit van bergeend in relatie tot het getij. 328
Figuur 14.42 - Activiteit van scholeksters in relatie tot het getij. 328
Figuur 14.43 - Activiteit van bontbekplevier in relatie tot het getij. 329
Figuur 14.45 - Activiteit van kievit in relatie tot het getij 330
Figuur 14.46 - Activiteit van bonte strandloper in relatie tot het getij. 331
Figuur 14.47 - Activiteit van rosse grutto in relatie tot het getij. 331
Figuur 14.48 - Activiteit van wulp in relatie tot het getij. 332
Figuur 14.49 - Activiteit van tureluur in relatie tot het getij. 333
Figuur 14.50 - Activiteit van steenloper in relatie tot het getij. 333
Figuur 14.51 – Locatie van broedvogelwaarnemingen in 2001, merendeels met betrekking tot de binnendijkse gebieden van het VNR De IJzermonding en directe omgeving. 339
Figuur 15.1 – Deelgebieden langs het estuarium van de IJzer, die werden onderscheiden voor de vergelijking van de foerageeractiviteit van bonte strandloper en tureluur in 2002-2003 en de ruimtelijke spreiding van het macrobenthos. Achtergrond is de FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004 342
Figuur 15.2 - Het aantal vogeldagen van tureluur en bonte strandloper tijdens de winter 2002-2003 in functie van de intertidale oppervlakte beschikbaar binnen elk van de onderscheiden zones 343
Figuur 15.3 - Relatie tussen de verspreiding van de bonte strandloper en de macrobenthische dichtheid (links) en macrobenthische biomassa (rechts) 345
Figuur 15.4 - Relatie tussen de verspreiding van de bonte strandloper en de dichtheid (links) en biomassa (rechts) van de aan het oppervlak levende macrobenthische soorten 346

Figuur 15.5 - Relatie tussen de verspreiding van de bonte strandloper en de dichtheid (links) en biomassa (rechts) van de dieper levende macrobenthische soorten. 347
Figuur 15.6 - Relatie tussen de verspreiding van de tureluur en de macrobenthische dichtheid (links) en macrobenthische biomassa (rechts) 348
Figuur 15.7 - Relatie tussen de verspreiding van de tureluur en de dichtheid (links) en biomassa (rechts) van de aan het oppervlak levende macrobenthische soorten. 349
Figuur 15.8 - Relatie tussen de verspreiding van de bonte strandloper en de dichtheid (links) en biomassa (rechts) van de dieper levende macrobenthische soorten. 350

Lijst van tabellen

Tabel 3.1 - Oppervlakte in ha van de intertidale en supratidale deelgebieden van het studiegebied vóór het uitvoeren van de natuurherstelwerken (berekend op basis van de kartering in Hoffmann et al. (1996)). 18
Tabel 3.2 - Oppervlakte in ha van karteringseenheden binnen de grenzen van het studiegebied voordat de herstelwerken werden uitgevoerd; berekening op basis van de vegetatiekartering in Hoffmann et al. (1996). 19
Tabel 3.3 – Tijkarakteristieken (in m TAW) ter hoogte van het meetstation op het noordelijke havenhoofd van het voormalige tijdok op de rechteroever van de IJzermonding (51°09'00 N – 2°43'69 E) op basis van Fremout (2002). 20
Tabel 4.1 – Doelhabitats voor het VNR, voor zover beschreven in de Europese habitatrichtlijn. 23
Tabel 4.2 – Oppervlakte van de na te streven globale habitats binnen het studiegebied, zoals weergegeven in het ecologische streefbeeld (Hoffmann et al, 1996, fig. 31); de kaart (fig. 4.1) werd indertijd als globaal richtinggevend opgemaakt zonder de bedoeling te hebben dat de geschetste oppervlaktes ook precies bereikt zouden worden. 24
Tabel 4.3 - Na te streven habitatdoeltypen voor het VNR De IJzermonding met aanduiding van de beheereenheden waar ze als doelstelling gelden. 26
Tabel 5.1 – Oppervlakte-impact van de verschillende natuurherstelwerken, uitgevoerd in de periode 1999-2004. Sommige werkzaamheden overlappen elkaar ruimtelijk; het totaal bewerkte oppervlak bedraagt 28,576 ha. 36
Tabel 5.2 – Dankzij de natuurherstelwerken gecreëerd potentieel oppervlak aan slik, schor, schor-duinovergang en duin op basis van gemiddelde tijlijnen bepaald aan de hand van het DTM van 2002 en handmatig gecorrigeerd voor de uiteindelijke situatie in 2004. 36
Tabel 5.3 - Oppervlakte in ha van karteringseenheden binnen de grenzen van het studiegebied voordat de herstelwerken werden uitgevoerd (op basis van de vegetatiekartering in Hoffmann et al. (1996)) en het deel daarvan dat werd verwijderd ten gevolge van de herstelwerken (zie fig. 5.1). Het is mogelijk dat hetgeen dat gebleven is, inmiddels geëvolueerd is naar een andere vegetatietype en daarom in 2002/2004 anders gekarteerd is geworden. 38
Tabel 7.1 - Correlatiematrix van de parameters bepaald voor 34 sedimentstalen, verspreid over het intertidaal. 55
Tabel 7.2 - Loadings van de eerste 2 Principale Componenten van 11 parameters bepaald voor 34 sedimentstalen, verspreid over het intertidaal. 55
Tabel 7.3 – Hoogte in m TAW van het transect in de directe omgeving van de sederoplots, berekend op basis van een lineaire interpolatie van de transectmetingen uitgevoerd in 2002, 2003, 2004 en 2005. Een inschatting van de topografische veranderingen tussen 2002 en 2004 op basis van transectmeting en de waarnemingen ter zake ter hoogte van de sederoplots is eveneens weergegeven. 63
Tabel 7.4 - Geografische databeschrijving. 78
Tabel 9.1 - Plantensoorten waarvan minstens 50 zaden kiemden uit 92 bodemmengstalen uit het VNR De IJzermonding (2001). 100
Tabel 10.1 - Overzicht van de aan de IJzermonding in het voorjaar van 2001 aangetroffen wiersoorten. 110
Tabel 11.1 - De decimale schaal van Londo voor permanente kwadraten (Londo, 1976). 122
Tabel 11.2 - Lengte (in m) van de transecten waarlangs in principe om de 5m een permanente kwadraat werd uitgezet van 2x2m². 124
Tabel 11.3 – Aantal opnamen met hun belangrijkste syntaxonomisch affiniteit volgens Associa per vegetatietype. De nr. 1-18 zijn de uiteindelijk vegetatietypes voor het VNR De IJzermonding. 126
Tabel 11.4 – Vergelijking van de vluchttijden van de luchtfotoreeksen van 28 juli 2002 en 29 juli 2004 met de getijgegevens van het dichtst bij gelegen hoog- en laagwater van beide dagen (gegevens van de tijmeetpost op het noordelijke havenhoofd van het voormalig tijdok, opgevraagd bij de Dienst Hydrografie en Hydrometeo van de Afdeling Kust van AWZ). Tevens wordt de schaal van de contactafdrukken weergegeven. 130
Tabel 11.5 - Hoogteligging (z) en overstromingsfrequentie (ov.freq.) van de proefvlakken met *Suaedetum maritimae*. 144

Tabel 11.6 – Aantal opnamen per vegetatietype, dat werd gemaakt op plaatsen die niet en die wel beïnvloed werd door minstens één van de vermelde natuurherstelmaatregelen. 175
Tabel 11.7 – Veranderingen in vegetatiekenmerken tussen 2001 (opnamen Birgit De Fré) en 2003 (opnamen Nele Hardies) in de door schapen en geiten begraasde, niet door herstelwerken beïnvloede duingedeelten (zowel geëgaliseerde duinen als duinen met natuurlijk reliëf) 185
Tabel 11.8 - Veranderingen in vegetatiekenmerken tussen 2003 (opnamen Nele Hardies) en 2004 in de door de herstelwerken beïnvloede terreingedeelten (met schapenbegrazing sedert medio 2004). Het betreft zowel luw intertidale gebieden als supratidale, opgehoogde zandige dijken en zandige dijken met helmbeplanting. Als grens voor inter-supratidaal werd een overstromingsfrequentie van 1% aangehouden. 187
Tabel 11.9 – Procentueel aantal opnamen waarin de betreffende soort voorkomt per textuur- en slibaccumulatieklasse. Gebaseerd op een ordinale veldschatting van de textuur en de mate van slibaccumulatie in de intertidale opnamen van 2004, waarin een of meerder van onderstaande soorten voorkwam. 0: geen slibaccumulatie → +++: zeer sterke slibaccumulatie 188
Tabel 11.11 - Oppervlakte in m² van karteringseenheden binnen de grenzen van het studiegebied voordat de herstelwerken werden uitgevoerd (op basis van de vegetatiekartering in Hoffmann et al. (1996)) en het deel daarvan dat werd verwijderd ten gevolge van de herstelwerken. Het is evenwel mogelijk dat hetgeen dat gebleven is inmiddels geëvolueerd is naar een andere vegetatietype en daarom in 2002/2004 anders gekarteerd is geworden. Hc: habitatrichtlijncode. 204
Tabel 11.12 – Globale schatting van de oppervlakte in m² per karteringscode in 2002 en 2004, voor uitleg over de berekeningsmethode, zie 11.2.4. De 'toename' is het verschil tussen de som van de oppervlakte voor de betreffende karteringscode tussen 2004 en 2002. Negatieve waarden wijzen op een achteruitgang. In vetjes/cursief staan de als significant en met de herstelwerken samenhangende veranderingen aangeduid. Hc: habitatrichtlijncode; +: toename; -: afname 206
Tabel 11.13 – Schematisch overzicht van de evolutie (tot kartering 29 juli 2004, met uitzondering van duindoornstruweel: na ontstruweling 2005)) van habitat- en natuurdoeltypen zoals geformuleerd in hoofdstuk 4.2 en habitatrichtlijneenheden met evaluatie van de oppervlakteontwikkeling en een waardeoordeel van de floristische samenstelling. 209
Tabel 12.1 - Overzicht van de bemonsterde sites per campagne, samen met de habitatklasse waartoe de sites gerekend werden (zie ook verder gemeenschapsanalyses, diversiteit en Rode Lijstsoorten) (zie ook fig. 12.1 voor de lokalisatie van deze sites) 217
Tabel 12.2 - Rode Lijst-categoriën en habitat-codes 228
Tabel 12.3 – Cd-, Cu- en Zn-concentratie in de wolfspin *Pardosa purbeckensis*, uitgedrukt in µg/g, in vier schorgebieden. Het betreft de gemiddelde concentratie in minstens vijf individuen per staalnameplaats. 231
Tabel 12.4 – Vergelijking van de dansvliegen (Empididae) tussen de verschillende stations tijdens de verschillende waarnemingsjaren, nl. 1989, 1992, 2001, 2002 en 2003 (gegevens verzameld met witte waterbakjes). 237
Tabel 12.5 – Overzicht van de Empididae (dansvliegen) van het VNR De IJzermonding met hun habitatpreferenties en hun rode lijststatus. 238
Tabel 12.6 – In het VNR De IJzermonding aangetroffen slankpootvliegen tijdens de monitoringperiode 2001-2003, met aanduiding van de voorkeurshabitat, de rode lijstcategorie, de verspreiding en het aantal gevangen exemplaren. 247
Tabel 12.7 – Overzicht van de slankpootvliegen verzameld met witte watervallen tijdens 3 opeenvolgende jaren op een nieuw aangelegde dijk (GV) 248
Tabel 12.8 - Overzicht van de slankpootvliegen verzameld met witte watervallen tijdens 3 opeenvolgende jaren op de oever van een aangelegd poeltje (SV). 248
Tabel 12.9 – Waarnemingen van roofvliegsoorten in het VNR De IJzermonding in 2003. 250
Tabel 12.10 - Therevidae (viltvliegen) in het VNR De IJzermonding in 2003. 252
Tabel. 12.11 - Stratiomyidae (wapenvliegen) in het VNR De IJzermonding, gevonden in 2003. 253
Tabel 13.1 - Frequentie van voorkomen, gemiddelde densiteit en biomassa van de belangrijkste soorten. 266
Tabel 13.2 - Lijst van alle gevonden ('X' aan- / '-' afwezig) macrobenthossoorten (slik en strand) gedurende de drie bemonsteringscampagnes van 2001, 2002 en 2004. 268
Tabel 13.2 - Lijst van alle gevonden ('X' aan- / '-' afwezig) macrobenthossoorten (slik en strand) gedurende de drie bemonsteringscampagnes van 2001, 2002 en 2004. 269
Tabel 13.2 - Lijst van alle gevonden ('X' aan- / '-' afwezig) macrobenthossoorten (slik en strand) gedurende de drie bemonsteringscampagnes van 2001, 2002 en 2004. 270
Tabel 13.2 - Lijst van alle gevonden ('X' aan- / '-' afwezig) macrobenthossoorten (slik en strand) gedurende de drie bemonsteringscampagnes van 2001, 2002 en 2004. 271
Tabel 13.2 - Lijst van alle gevonden ('X' aan- / '-' afwezig) macrobenthossoorten (slik en strand) gedurende de drie bemonsteringscampagnes van 2001, 2002 en 2004. 272

Tabel 13.3 - Overzicht van de densiteiten (ind/m²), soortenrijkdom (spp/staal), biomassa (g AFDW/m²) en belangrijkste soorten van analoge studies. 277
Tabel 13.4 - Het totaal aantal aangetroffen individuen (ind.) en de frequentie van voorkomen (%) van de meest dominante en wijd verbreide soorten aan de IJzermonding. 284
Tabel 13.5 - Spearman r correlatie tussen de negen algemeen verspreide en abundante macrobenthische soorten en de respectievelijke stationsscores langsheen de eerste en tweede DCA as. 290
Tabel 13.6 - Soortenlijst met gebruikte afkortingen en Nederlandse naam 295
Tabel 14.1 - Aantal vogeltellingen per maand tijdens de seizoenen 2001/02 tem 2003/04. 298
Tabel 14.2 - Overzicht deeltellingen in relatie tot getij 299
Tabel 14.3 - Overzicht tijafhankelijke tellingen. 299
Tabel 14.4 -Verschil tussen het aantal vogeldagen van zes soorten steltlopers vóór en tijdens/na het natuurherstelproject aan de IJzermonding te Nieuwpoort. Voor elke soort wordt voor zowel de periode voor het project (1998/99-2000/01) als na het project het aantal vogeldagen (en standaarddeviatie) per seizoen gegeven, evenals de procentuele toe- of afname tussen beide perioden. 316
Tabel 14.5 - Aantal broedparen van watervogelsoorten aan de IJzermonding, 2001-2004. 337
Tabel 15.1 - Waargenomen macrobenthische soorten, met aanduiding van hun taxonomische positie en verticale verspreiding in de bodem (O, nabij het oppervlak levend; D, dieper dan 2cm levend). 344
Tabel 16.1 – Evaluatie van de vegetatieontwikkelingen in het VNR De IJzermonding sinds de natuurherstelwerken per habitatdoeltype. 357

Lijst van bijlagen

Bijlage 7.2 Procentuele verdeling (volume-%) over de Wentworth sedimenttextuurklassen van de minerale bodemdeeltjes van een aantal bodemstalen, opgemeten in het kader van de analyse van de zaadbank
Bijlage 7.2 Hyperspectrale beeldverwerking
Bijlage 7.3 Sedimentconcentraties in de waterkolom op 19/03/2003
Bijlage 7.4 The model setup
Bijlage 9.1 Resultaten van de zaadbankanalyse (naar Stichelmans, 2002): overzicht van het totale aantal kiemplanten dat werd vastgesteld gedurende een kiemperiode van 4 maanden onder kasomstandigheden (determinatie gebeurde over een langere periode).
Bijlage 9.2 Resultaten van de zaadbankanalyse (naar Stichelmans, 2002): aantal kiemende zaden per proefvlak waarvan bodem-mengstalen werden geanalyseerd met aanduiding of het proefvlak intertidaal (overstromingsfrequentie > 1%) of supratidaal gelegen is.
Bijlage 11.1 Synoptische tabel van de 18 in het VNR De IJzermonding, op basis van 891 vegetatieopnamen, verdeeld over drie waarnemingsperioden (2001-2003), onderscheiden vegetatietypes. "0" in de rijen van de soorten betekent presentie < 0,5 %, maar wel aanwezig.
Bijlage 12.1 Fotoplaten van locaties in duin, dijk, schor en zoetwaterplas 1999-2004
Bijlage 12.2 Aantal gevangen individuen per vangstations per habitattype en per jaar van bemonstering voor loopkevers en spinnen.
Bijlage 12.3 The invasive occurrence of the Mediterranean dwarfspider *Diplocephalus graecus* (O.-P. Cambridge, 1872) in Belgium (Araneae: Linyphiidae)
Bijlage 12.4 A wingless intertidal ground beetle, new to the Belgian fauna, in the river IJzer estuary nature restoration site: *Bembidion nigropiceum* (Marsham, 1802)
Bijlage 12.5 Soortfiches van enkele rode lijstsoorten van de Empididae (dansvliegen)
Bijlage 13.1 Karakterisering van de macrobenthosgemeenschappen
Bijlage 14.1 Detailgebieden onderscheiden ten behoeve van de monitoring van de avifauna
Bijlage 14.2 Maandelijke maximumaantallen van de verschillende soortengroepen tijdens de seizoenen 2001/2202, 2002/2003 en 2003/2004.
Bijlage 14.3 Aantal vogeldagen per maand voor de belangrijkste vogelsoorten tijdens de seizoenen 2001/2202, 2002/2003 en 2003/2004.
Bijlage 14.4 Maandmaxima van watervogelsoorten in de IJzermonding, seizoen 2001/2002
Bijlage 14.5 Maandmaxima van watervogelsoorten in de IJzermonding, seizoen 2002/2003
Bijlage 14.6 Maandmaxima van watervogelsoorten in de IJzermonding, seizoen 2003/2004
Bijlage 14.7 Seizoensmaxima van de belangrijkste steltlopersoorten, periode 1988-2004
Kaartbijlage 3.2 A3 formaat van figuur 3.2
Kaartbijlage 5.1 A3 formaat van figuur 5.1
Kaartbijlage 6.1 A3 formaat van figuur 6.1
Kaartbijlage 7.7 A3 formaat van figuur 7.7

Kaartbijlage 7.8 A3 formaat van figuur 7.8
Kaartbijlage 7.14a A3 formaat van figuur 7.14a
Kaartbijlage 7.14b A3 formaat van figuur 7.14b
Kaartbijlage 11.45 A3 formaat van figuur 11.45
Kaartbijlage 11.46 A3 formaat van figuur 11.46
Kaartbijlage 11.47 A3 formaat van figuur 11.47
Kaartbijlage 11.48 A3 formaat van figuur 11.48
Kaartbijlage 11.49 A3 formaat van figuur 11.49
Kaartbijlage 11.50 A3 formaat van figuur 11.50
Kaartbijlage 11.51 A3 formaat van figuur 11.51
Kaartbijlage 11.52 A3 formaat van figuur 11.52
Kaartbijlage 11.53 A3 formaat van figuur 11.53
Kaartbijlage 11.54 A3 formaat van figuur 11.54

Lijst van publicaties

De lijst van publicaties omvat de publicaties in tijdschriften en proceedings die verschenen zijn naar aanleiding van de activiteiten geheel of gedeeltelijk ontplooid tijdens in het kader van "MONAIJ".

Bossuyt, B., Stichelmans, E. & Hoffmann, M. The importance of seed bank knowledge for the restoration of coastal plant communities - a case study of salt marshes and dune slacks at the Belgian coast. Herrier, J.-L. Mees J. Salman A. Seys J. Van Nieuwenhuyse H. & Dobbelaere I. Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' - International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005, 269-278. 2005. Oostende, VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 pp.

Desender K., 2005. A wingless intertidal ground beetle, new to the Belgian fauna, in the river IJzer estuary nature restoration site: *Bembidion nigropiceum* Marsham, 1802. Belg. J. Zool. 135 (1): 95-96.

Desender, K., 2006. Ground beetle diversity monitoring and the evaluation of a recent nature restoration project. A long-term case study in dune and salt marsh habitats along the Belgian coast. XII European Meeting of Carabidologists, Murcia: 29-38.

Desender K., L. Baert and J.-P. Maelfait. 2005. Evaluation of the effects of recent nature development measures in the Yser Estuary on ground beetle and spider assemblages. p.595-596. In: Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International conference on nature restoration practices in European coastal habitats. Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds).VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 p.

Hoffmann, M. 2004. De monding van de IJzer in ere hersteld. De Levende Natuur 105, 188-190.

Hoffmann, M. Adam, S. Baert, L., Bonte, D., Chavatte, N., Claus, R., De Belder, W., De Fré, B., Degraer, S., De Groote, D., Dekoninck, W., Desender, K., Devos, K., Engledow, H., Grootaert, P., Hardies, N., Leliaert, F., Maelfait, J.-P., Monbaliu, J., Pollet, M., Provoost, S., Stichelmans, E., Toorman, E., Van Nieuwenhuyse, H., Vercruysse, E., Vincx, M. & Wittoeck, J., 2005. Integrated monitoring of nature restoration along ecotones, the example of the Yser Estuary. In Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds). 2005. p. 191-210. Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005, VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 pp.

Bijlage 7.1 Procentuele verdeling (volume-%) over de Wentworth sedimenttextuurklassen van de minerale bodemdeeltjes van een aantal bodemstalen, opgemeten in het kader van de analyse van de zaadbank

(zie hoofdstuk 9,) in oktober-december 2001, ingedeeld volgens intertidale zone. D(50): mediane korrelgrootte. Vegetatietypes (veg): 1: *Spartinetum townsendii*; 2: *Salicornietum brachystachyae*; 4: *Puccinellietum maritimae*; 5: *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; 9: *Honckenyo-Agropyretum juncei*; 10: *Ammophiletum arenarii*; 11: *Bromo-Corispermetum*; 12: *Echio-Verbascetum*; 16: *Cladonio-Koelerietali*. De vegetatietypes worden nader omschreven in hoofdstuk 11.

nr.	veg	D(50)	m TAW	0-2	2-63	63-125	125-250	250-500	500-1000
GDHW – GHW (<4,45m TAW)									
M2-80	1	198	4.16	0.86	5.60	7.72	64.14	21.68	0
M5-110	2	203	4.21	0.81	3.08	6.66	65.51	23.94	0
M6-140	-	203	4.28	0.66	0.70	2.38	78.28	17.99	0
M2-85	2	189	4.30	1.01	7.33	10.72	61.42	19.53	0
M1-70	2	194	4.39	1.02	7.75	10.66	57.80	22.78	0
GHW – GSHW (4,45 – 4,86 m TAW)									
M5-150	9	211	4.80	0.51	0.50	2.97	68.79	27.24	0
M5-155	9	219	4.83	0.56	0.22	1.66	68.40	29.15	0
GSHW – HHW (4,86m TAW – 6,14m TAW)									
M1-95	5	213	4.88	0.67	1.72	3.53	65.64	28.44	0
M1-90	4	202	4.93	0.69	2.47	5.33	69.57	21.94	0
M4-120	4	197	5.05	1.04	6.02	4.75	72.33	15.86	0
M4-75	10	731	5.66	0	0.47	0.23	0.11	7.21	78.96
> HHW (> 6,14 m TAW), aangelegde dijken									
M11-164	12	204	6.45	0.69	3.02	4.33	68.64	23.33	0
M9-100	16	223	7.77	0.68	2.84	3.74	57.11	35.63	0
> HHW (> 6,14m TAW), duin									
M4-90	10	206	7.37	0.52	0.23	2.86	74.30	22.08	0
M8-230	10	204	6.97	0.62	1.35	4.48	70.62	22.92	0
M8-240	12	223	8.74	0.67	3.37	3.11	58.98	33.86	0
M8-250	11	235	8.75	0.52	1.04	1.68	55.74	39.11	1.91
M11-250	12	215	9.87	0.65	1.95	3.87	62.45	31.09	0

Bijlage 7.2 Hyperspectrale beeldverwerking

Uit de interpretatie van luchtopnamen kunnen qua sedimentologie werden twee soorten informatie gewonnen:

- gebiedsdekkende topografische data: een digitaal terrein model met een dichtheid van minstens 1 punt per 4 m^2 en een standaarddeviatie in de hoogte van 5 cm.
- gebiedsdekkende karakterisering van de bodemsamenstelling, met name de verdeling van zand en slib aan het oppervlak. Dit gebeurt op basis van de analyse van hyperspectraalbeelden. De techniek van de beeldverwerking en interpretatie voor deze toepassing staat nog in haar kinderschoenen.

Gezien de hoge kostprijs van dit soort data kan men deze informatie maar voor een zeer beperkt aantal momenten bekomen.

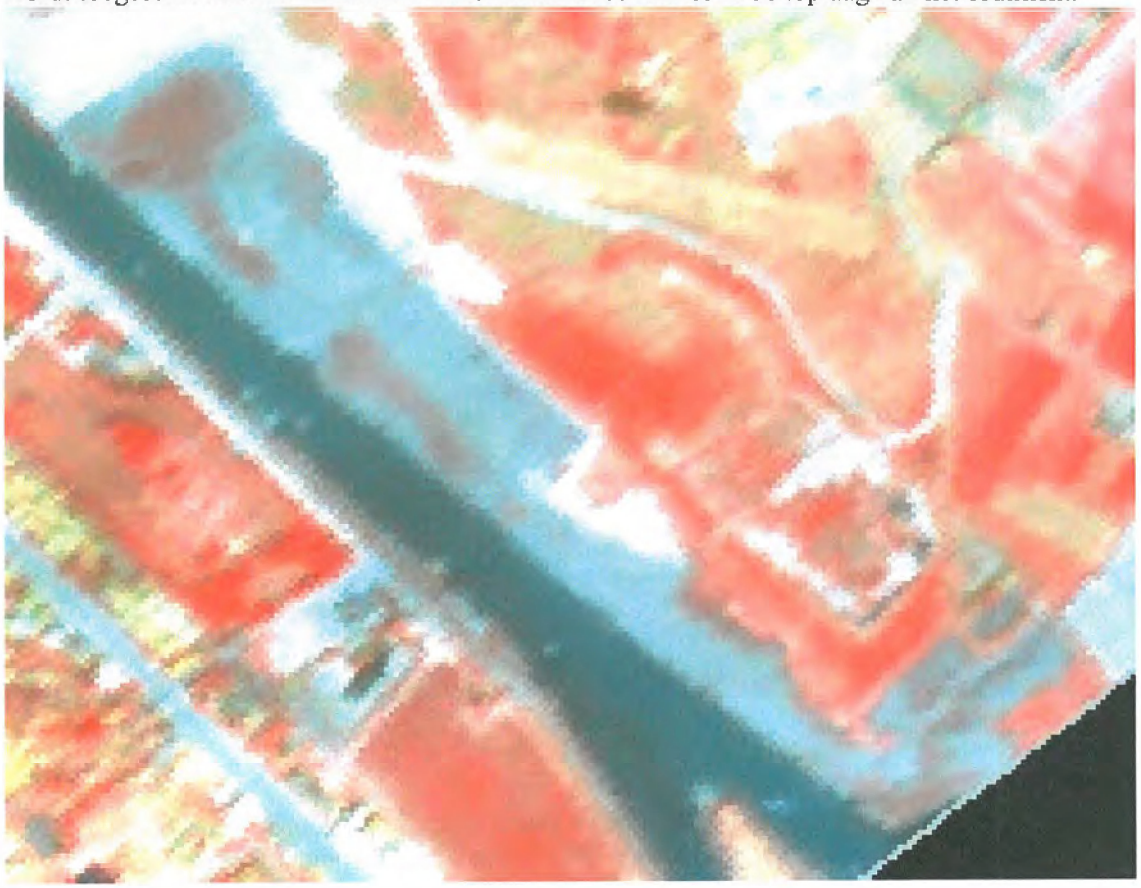
1. Gebruikte luchtfotoreeksen: DAIS (2001) en CASI (2001, 2003)

Het Laboratorium voor Hydraulica van de K.U.Leuven heeft in het kader van het MONAIJ-project een aantal aanvragen voor hyperspectrale opnames geformuleerd en bekomen, met name: Digital Airborne Imaging Spectrometer (DAIS) in 2001 en Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI) in 2001 en 2003.
Deze foto's kunnen per golflengte worden geanalyseerd. Wanneer het spectraal bereik groot genoeg is, kan onderscheid worden gemaakt in de minerale samenstelling van oppervlaktesedimenten (bv. Deronde *et al.*, 2002).
Een classificatie van de luchtfoto's werd op punt gesteld met als doel verschillende korrelgrootteverdelingen te onderscheiden. In eerste instantie wordt nagegaan of het mogelijk is een onderscheid te maken tussen slib en zand. Het software programma dat gebruikt werd, is ENVI. Twee classificatiemethoden werden toegepast: een standaardmethode zoals beschreven in ENVI en steunend op Spectral Angle Mapping en een methode op basis van Principal Component Analysis (PCA) die door het laboratorium zelf ontwikkeld werd. De voorgestelde methode op basis van PCA bleek superieur te zijn wat betreft interpretatie, uitvoerbaarheid, reproduceerbaarheid en snelheid. De resultaten van deze methode worden gegeven. Voor de methodologie verwijzen we naar Adam (2004).
Hyperspectraalfoto's bevatten een overvloed aan informatie, aangezien de reflectantie in elke golflengteband en voor elke pixel wordt gemeten. Deze herhaling van informatie wordt gebruikt om ruis uit de data te halen en om informatie uit verschillende golflengtebanden te bundelen in een beperkt aantal banden zodat deze de grootste variatie in de data verklaren en geen ruis meer bevatten. Op basis van deze banden wordt het beeld in verschillende klassen onderverdeeld.
Omwille van de grote spectrale resolutie van deze beelden kunnen kenmerkende absorptie-eigenschappen bestudeerd worden: de reflectantie wordt immers gemeten in zeer nauwe golflengtegebieden.

<u>DAIS-campagne (25 juni 2001)</u>
Het DAIS beeld bedekt een grotere zone dan de CASI-beelden. De ruimtelijke resolutie is 6 m. In 72 banden wordt het reflectantiesignaal tussen 0.5 en 2.4 µm gegeven, dan zijn er nog banden in het thermale gebied van 8.5 tot 12.3 µm en een band rond 4.3 µm. Het beeld moet echter nog atmosferisch gecorrigeerd worden.

2. *Resultaten van de bodemkarakterisering op basis van luchtfotografie*

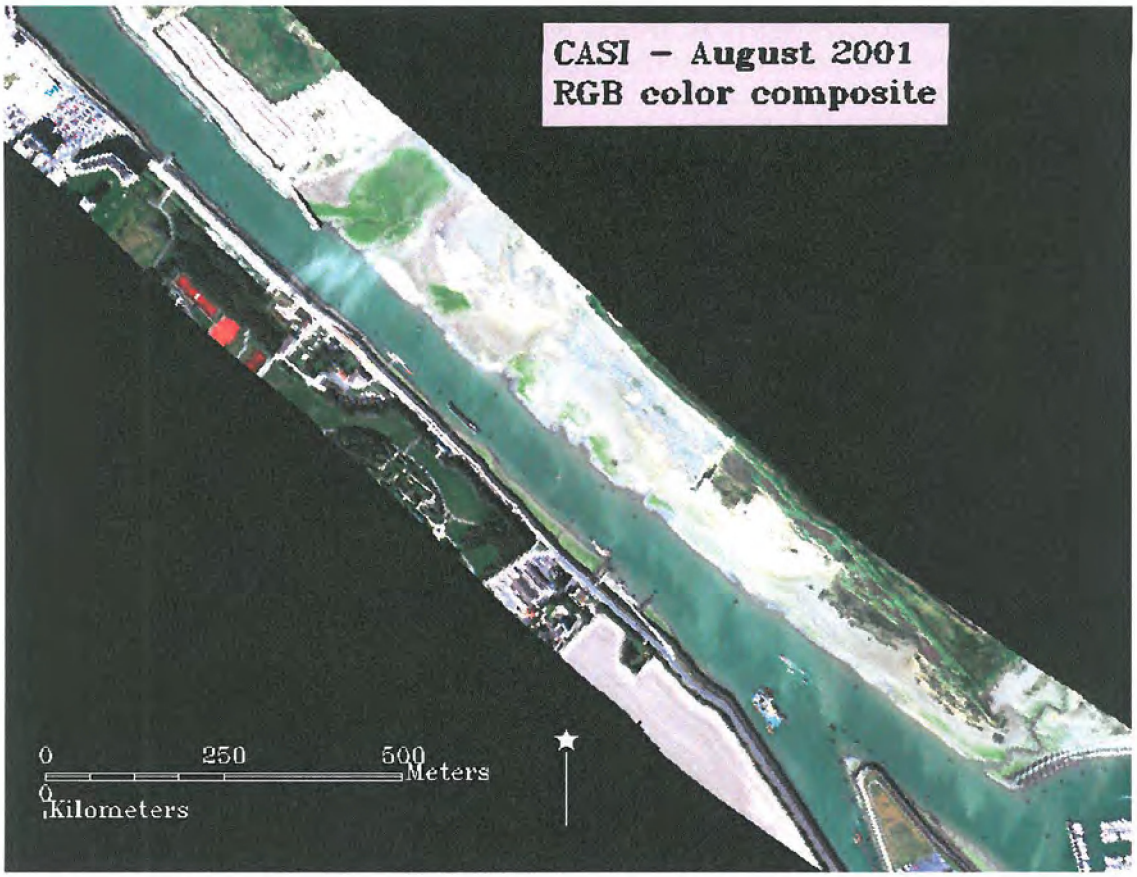
Het intergetijdengebied toont enkele duidelijke kleurverschillen op de foto's. Op basis van grondwaarnemingen lijken die overeen te komen met het al dan niet aanwezig zijn van slib (vaak o.i. van algenbloei) aan het oppervlak. Dit valt op voor het midden van het tijdok en een strook van het slik tussen transecten 6 en 3. Deze gebieden komen overeen met duidelijk zichtbare, dikke sliblagen aan het oppervlak zoals die in het veld werden aangetroffen. In het bijzonder werd opgemerkt dat het midden van het tijdok op de luchtfoto's wijnrood kleurt in mei-juni (fig. 1). Dit wordt toegeschreven aan benthische diatomeeënconcentraties in de toplaag van het sediment.



Figuur 1 - DAIS 2001 beeld (detail).

De lage ruimtelijke resolutie van dit beeld heeft ertoe geleid dat er geen classificatie van het beeld gebeurd is.

2.1 CASI 2001 campagne (27 augustus 2001)



Figuur 2 - CASI 2001 beeld (detail).

Het CASI-beeld van 2001 (fig. 2) is van hoge kwaliteit, maar is niet volledig gebiedsdekkend. Er zijn 96 banden opgenomen in het golflengtebereik 350–950nm. De ruimtelijke resolutie is 2m. De ontwikkelde classificatiemethode werd toegepast op dit beeld.

2.2 CASI-ATM 2003 campagne (16 juni 2003)

Het CASI-beeld van 2003 bedekt een grotere oppervlakte (2 vluchtlijnen), zodat ook de schorren opgenomen zijn. Het moment van opname was niet perfect, nl. ongeveer twee uur na laag water. Hierdoor was reeds een groot deel van de intergetijdenzone overstroomd (fig. 3). Het golflengtebereik is eveneens 350-950 nm, met 48 opgenomen banden. De ruimtelijke resolutie is 2m.



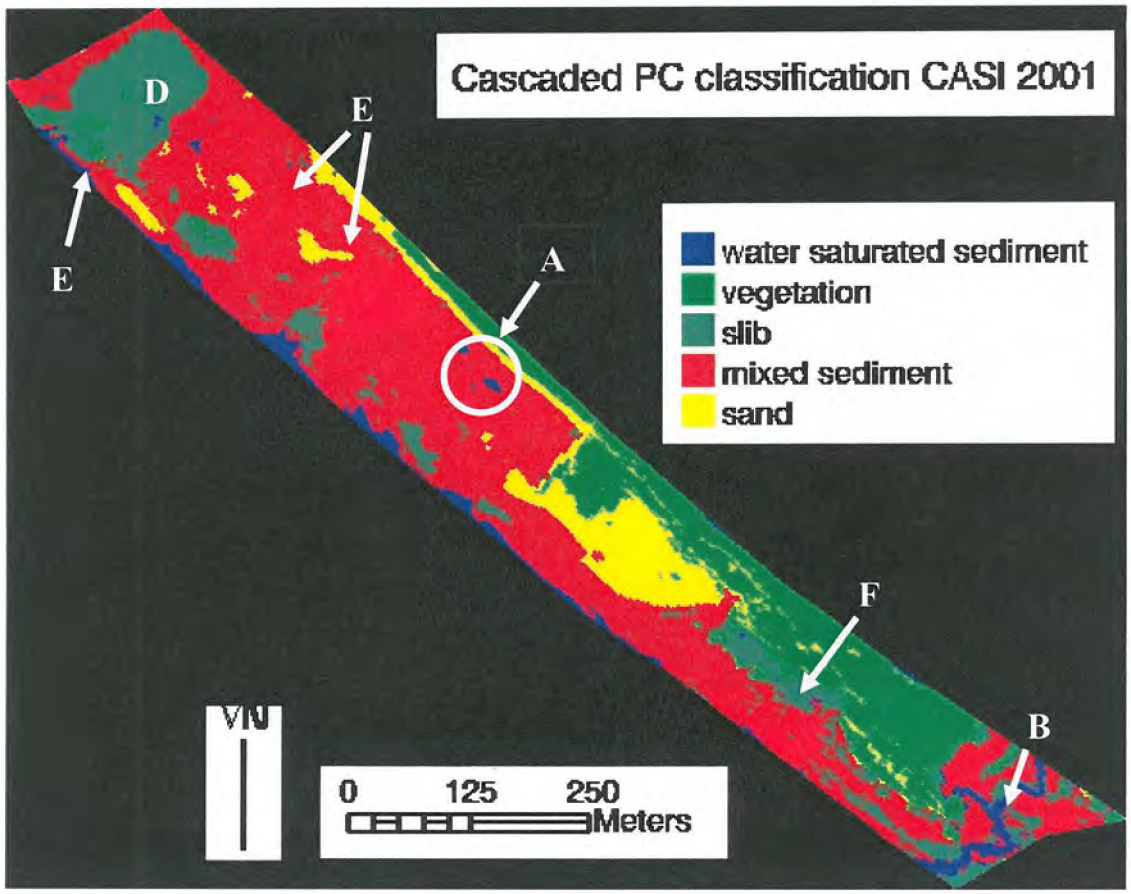
Figuur 3 - CASI-ATM 2003 beeld (detail).

Door de beperkte ruimtelijke bedekking in 2001 en de grote overstroomde zone in 2003, is de gemeenschappelijke zone tussen 2001 en 2003 klein. Hierdoor kon de evolutie van het gebied niet bestudeerd worden op basis van de classificatieresultaten.

2.3 Classificatie van de CASI-beelden

In ENVI werd een classificatiemethode ontwikkeld voor de CASI-beelden op basis van PCA (Adam, 2004). De resultaten voor CASI 2001 en CASI 2003 zullen hier getoond worden.

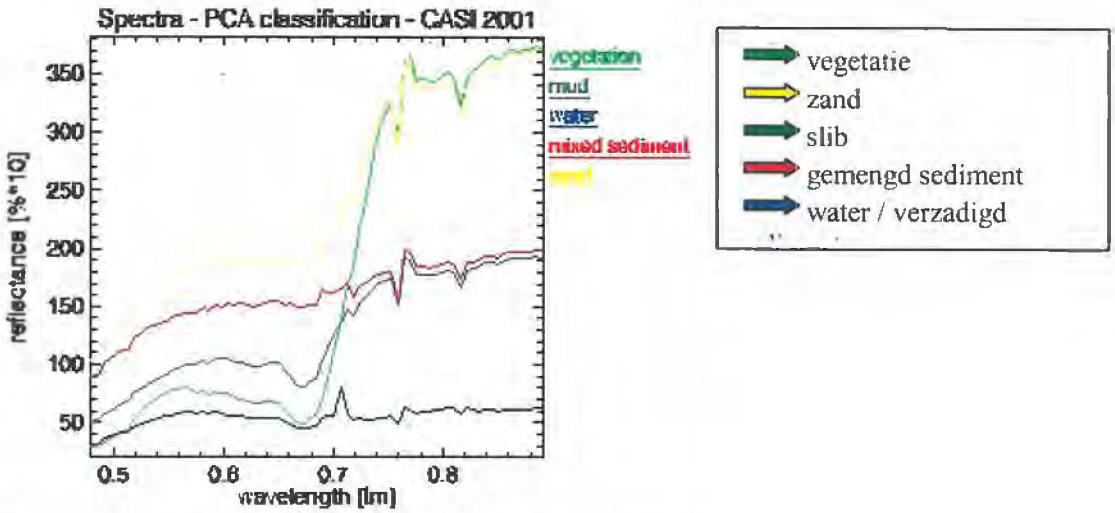
CASI 2001



Figuur 4 - Classificatieresultaat CASI 2001

Fig. 4 toont het classificatieresultaat van CASI 2001. De klassen werden geïdentificeerd op basis van de geëxtraheerde spectra (fig. 5):

- vegetatie: hoge reflectantie in groen (0.5-0.6 μm), absorptie in rood (chlorofyl-a absorptie op 673 nm), hoge Nabij-Infra-Rood (NIR) reflectantie.
- slib: absorptie op 673 nm door de aanwezigheid van algen, lage NIR reflectantie
- gemengd sediment: overal lage reflectantie
- zand: overal hoge reflectantie
- water verzadigd sediment: lage NIR reflectantie. Geen zuiver water, want zuiver water absorbeert alle NIR.



Figuur 5 - Spectrale kenmerken van de geïdentificeerde klassen in CASI 2001

Goede classificatieresultaten zijn (fig. 4):

- twee kleine poeltjes water werden geobserveerd
- de kreek van Lombardsijde werd correct aangeduid
- al de zanderige gebieden werden correct geïdentificeerd. Zelfs de zandvlekken op de binnendijk werden eruit gehaald
- een groot slibgebied aan het voormalige tijdok werd mooi afgelijnd

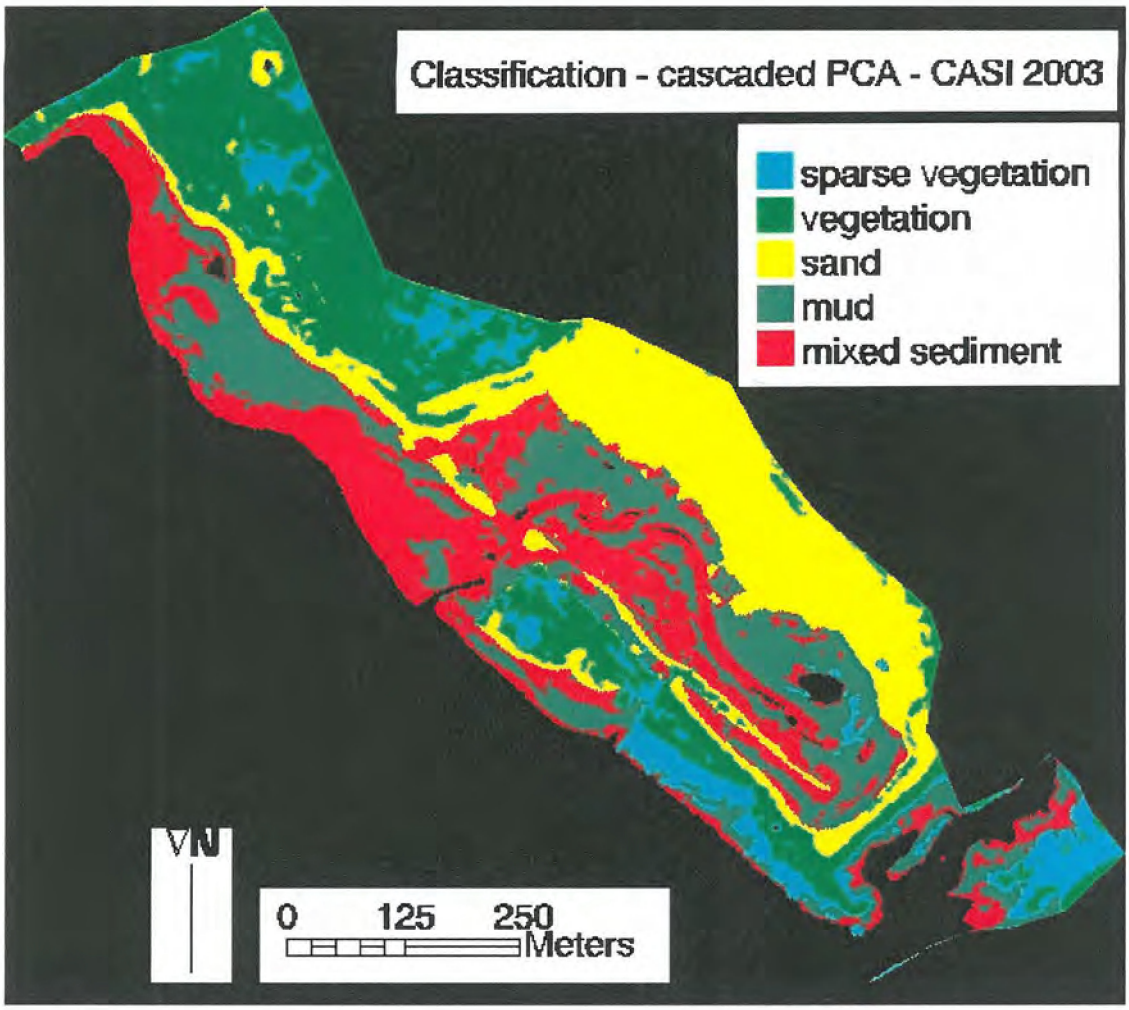
Foutieve classificatieresultaten zijn:

- in het grote slibgebied aan het voormalige tijdok werden enkele pixels aangeduid als vegetatie. Deze fout is te wijten aan hoge absorptie door chlorofyl-a door algen. Bovendien wordt de vegetatieklasse gekenmerkt door lagere NIR reflectantie dan de meeste vegetatie. Dit is te wijten aan de invloed van sediment in het signaal in de zones met schrale vegetatie.
- ten zuiden van de binnendijk werd een zone aangeduid als slib, hoewel dit gebied eigenlijk schorre is. De procedure kon geen onderscheid maken tussen schorrenvegetatie en slib met algen

Zoals verwacht zijn er geen merkbare verschillen met het DAIS beeld (fig. 1) .

CASI 2003

De classificatiemethode werd eveneens toegepast op het CASI beeld van 2003 (fig. 6).



Figuur 6 - Classificatieresultaat CASI 2003

Aangezien het beeld voor een groot deel overstroomd was, werd eerst het water geëlimineerd. De kreek van Lombardsijde, de overstroomde zones en de nieuw gevormde kreek werden afgezonderd.

Vijf klassen werden geïdentificeerd: vegetatie, schrale vegetatie, slib, gemengd sediment en zand. Voor een nauwkeurigheidsanalyse van deze classificatieresultaten zijn meer veldgegevens noodzakelijk.

Het grootste verschil tussen 2001 en 2003 is ongetwijfeld de nieuw gevormde kreek. De binnendijk werd doorbroken en een waardevolle zone gelegen achter de binnendijk is ontstaan. In deze zone lijkt veel slib aanwezig. Echter, vergeleken met de situatie in het veld lijkt het slibgebied in grootte overschat[1]. Het voorkomen van zuiver slib op de hogere delen is zeker in

[1] uit de sedimentanalyse in het kader van de benthosstudie (januari 2004) bleek reeds dat de slibfractie in het lagunegedeelte eerder gering was; het heeft er daarmee alle schijn van dat de classificatie als slib ('mud) een overschatting is van de reële slibconcentratie in het veld.

tegenstrijd met de waarnemingen ter plaatse. Waarschijnlijk treedt hier een gelijkaardig probleem op als die vermeld onder "F" voor het CASI 2001 beeld, namelijk het voorkomen van vegetatie op gemengd sediment, die moeilijk te onderscheiden is van algenrijk slib.
Over het algemeen stelt men in de lagune grote zandige zones vast, o.a. langs de kreken, goed herkenbaar aan de karakteristieke ribbels gevormd bij zandtransport door water (fig. 7). De grijze kleur toont dat het zand hier vermengd is met klei. Deze zones komen overeen met de rode gebieden in de classificatie.
Het is spijtig dat grote zones van het gebied overstroomd waren op het moment van de opname in 2003, de overlap is zeer beperkt waardoor de evolutie in de tijd niet kon worden nagegaan.



Figuur 7 - Zicht op de instromende kreek in de lagune (10/2003). Bemerk de modderige ribbels langs de kreek en de vegetatie op het hoger gelegen zand.

2. Aanbevelingen voor het gebruik van luchtfoto's voor de monitoring van intertidale zones

In grote of moeilijk toegankelijke gebieden als intergetijde zones, kan monitoring m.b.v. luchtfoto's zeer belangrijk en vaak de enige methode zijn om een globaal beeld van de sedimentsamenstelling van het gebied te verkrijgen. Meer onderzoek met uitgebreide kalibratie aan de hand van terreinwaarnemingen is echter noodzakelijk voor een betrouwbare interpretatie van de beelden.

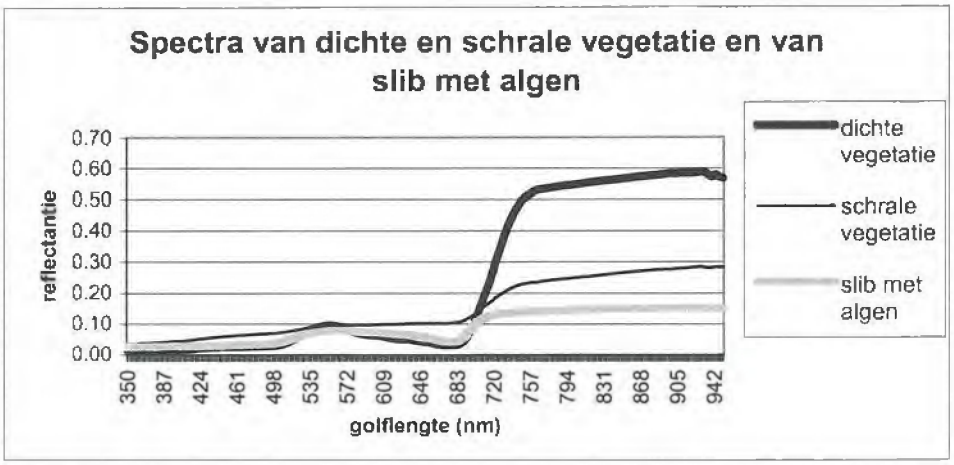
In verband met onderzoek naar het gebruik van hyperspectrale beelden voor de monitoring van slikgebieden, wordt het volgende voorgesteld:

- een beter inzicht in de interactie van licht met materie is vereist. In het laboratorium zou de invloed van water, korrelgrootteverdeling, organische stof, e.d. op de reflectantie moeten bestudeerd worden;

- de methodologie op basis van PCA moet worden uitgediept en gevalideerd op basis van veldgegevens;
- op het moment van de beeldopname (± 1 uur) zouden grondgegevens moeten verzameld worden (in-situ spectra, bodemstalen) tijdens een intensieve veldcampagne.

3. Spectrometer data

Op 16 juni 2003, de dag van de opname van het CASI-beeld, werden spectra opgemeten met de Analytical Spectral Device (ASD). De ASD meet de reflectantie in elke golflengte tussen 350 en 2500 nm. Kalibratie gebeurt d.m.v. een perfect reflecterende plaat (Spectralon), om rekening te houden met variaties in zonne-intensiteit. De spectra opgemeten met de ASD vertonen in enkele golflengtegebieden onmogelijke waarden door atmosferische invloed, vnl. te wijten aan waterabsorptie. Reflectantiewaarden groter dan 100% of gelijk aan 0 worden uitgesloten. Atmosferische beïnvloeding werd gevonden in de golflengtegebieden 1353-1408 nm, 1803-1969 nm, 2483-2500 nm.
Er werden opnamen gemaakt van sediment en van vegetatie (fig. 8 en 9). Deze spectra worden gebruikt bij de interpretatie van de classificatie van het CASI-beeld.



Figuur 8 - In situ spectra van dichte en schrale vegetatie en van slib met algen





Figuur 9 - Dichte vegetatie (links) en schrale vegetatie (rechts)

Er werd ook een benadering opgesteld om aan de hand van de absorptie in een bepaalde band de hoeveelheid slib te bepalen (zie verwerking van de spectra - volgende paragraaf).

Verwerking van de spectra

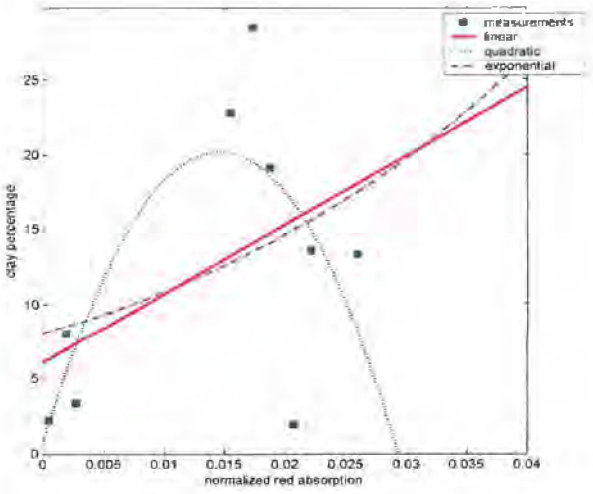
Studies hebben aangetoond dat er een verband bestaat tussen de hoeveelheid slib en de aanwezigheid van algen (Huntley *et al.*, 2001; Austen *et al*, 1999; Bryant *et al*, 1996). Er wordt verondersteld dat algen een bepaald gewichtspercentage slib nodig hebben zodat het sediment cohesieve eigenschappen heeft (tussen 3 en 15%). De aanwezigheid en hoeveelheid microalgen kan geschat worden aan de hand van de hoeveelheid chlorofyl-a, een belangrijk pigment. Chlorofyl-a heeft een uitgesproken absorptieband rond 673 nm.
Indien een model kan gekalibreerd worden dat de relatie weergeeft tussen de diepte van de absorptieband van chlorofyl-a en de hoeveelheid slib, kan de ruimtelijke verdeling van slibhoeveelheid m.b.v. hyperspectraalbeelden bepaald worden.

Er zijn negen metingen beschikbaar: zowel het in-situ spectrum als de korrelgrootteverdeling zijn gekend. Negen metingen zijn niet voldoende om een model te kalibreren en te valideren, maar een eerste benadering kan ontwikkeld worden.

Drie modellen werden onderzocht:

- een lineair model: de hoeveelheid slib neemt lineair toe met de hoeveelheid chlorofyl-a.
- een exponentieel model: de concentratie van chlorofyl-a neemt toe met de hoeveelheid slib tot een constante waarde waarop het slib 'verzadigd' is met algen
- een kwadratisch model: de hoeveelheid chlorofyl-a neemt toe met de slibhoeveelheid om een waarde te bereiken waarop de slibhoeveelheid daalt met toenemende chlorofyl-a concentratie.

Er wordt verondersteld dat de slibhoeveelheden hoger dan het inflectiepunt te compact zijn voor organismen.
Het kwadratisch model gaf de beste correlatie (71.4%) (fig. 10).

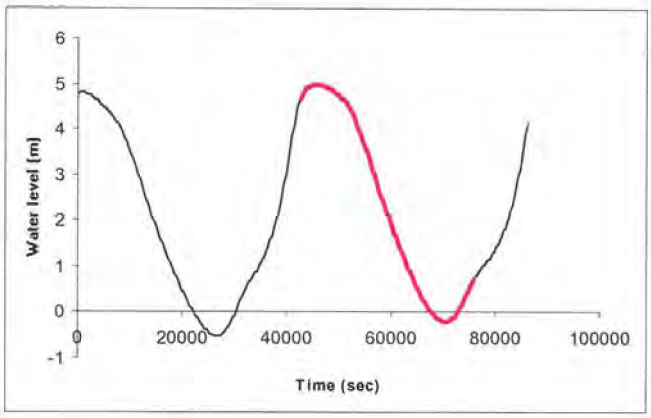


Figuur 10 - Geteste verbanden tussen chlorofyl-a absorptie en hoeveelheid slib

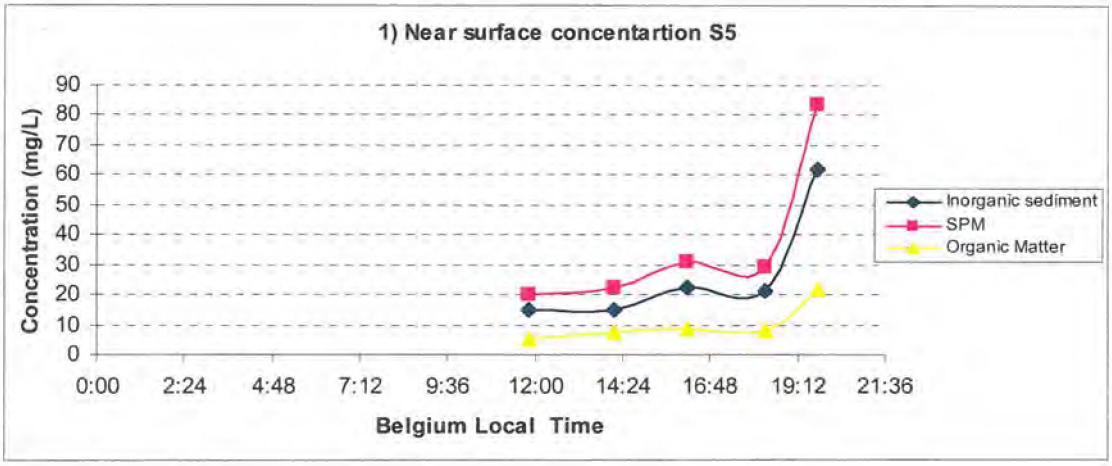
Meer onderzoek met een grotere dataset is vereist om de modellen te testen en te valideren. Het beste model kan toegepast worden op het beeld om een ruimtelijke verdeling van de hoeveelheid slib te verkrijgen.

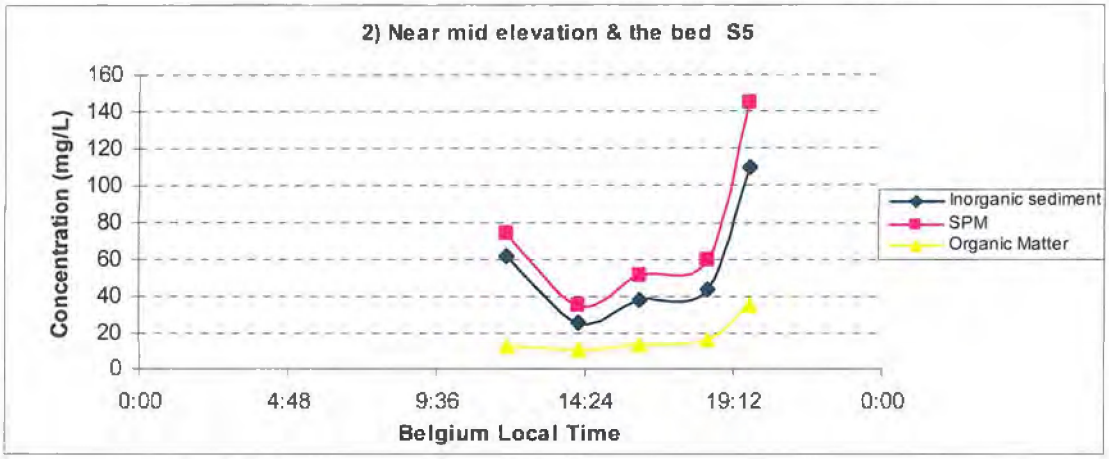
Bijlage 7.3 Sedimentconcentraties in de waterkolom op 19/03/2003

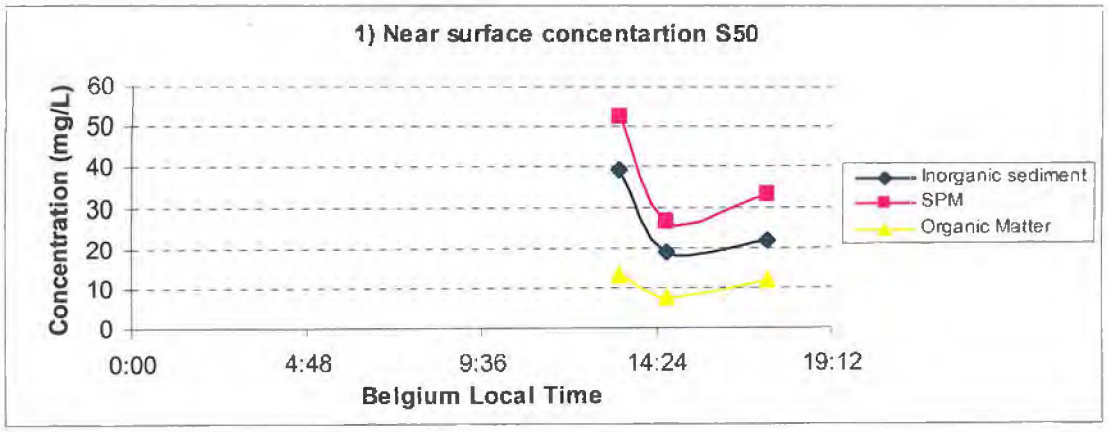
Resultaten van watermonsters genomen met Niskin-fles.

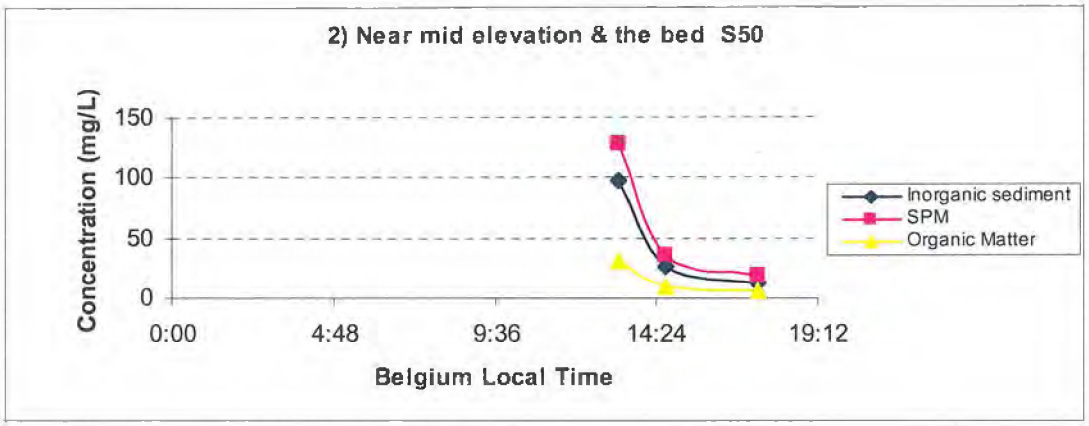


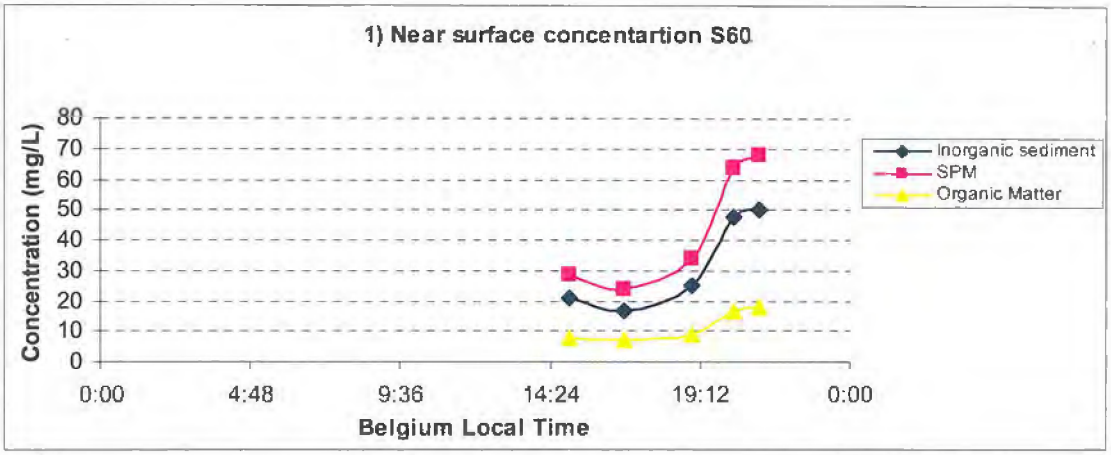
Getijkromme tijdens de meetdag, met de meetperiode in kleur.

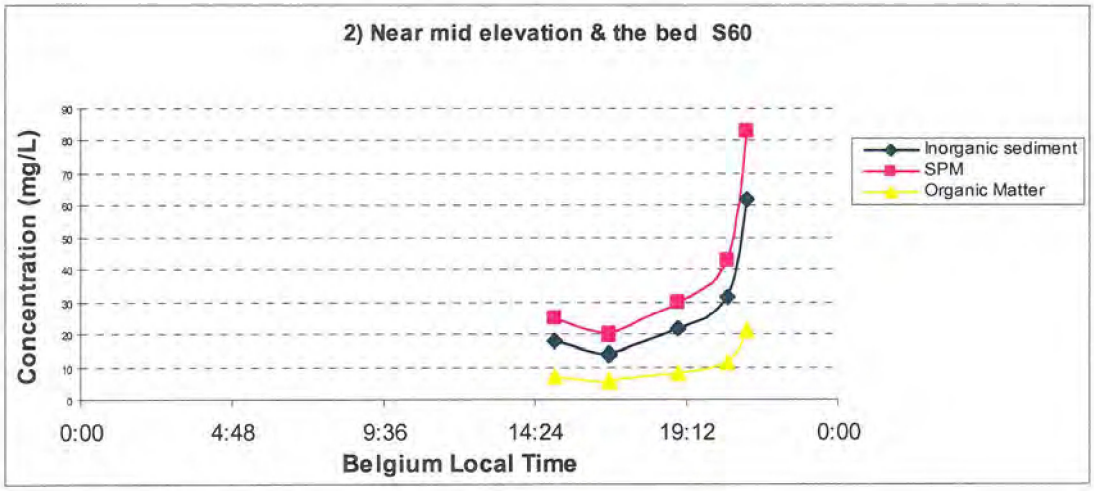





1) Near surface concentartion S50
Concentration (mg/L)
60
50
40
30
20
10
0
0:00
4:48
9:36
14:24
19:12
Belgium Local Time
Inorganic sediment
SPM
Organic Matter


2) Near mid elevation & the bed S50
Concentration (mg/L)
150
100
50
0
0:00
4:48
9:36
14:24
19:12
Belgium Local Time
Inorganic sediment
SPM
Organic Matter


1) Near surface concentartion S60
Concentration (mg/L)
80
70
60
50
40
30
20
10
0
0:00
4:48
9:36
14:24
19:12
0:00
Belgium Local Time
Inorganic sediment
SPM
Organic Matter


2) Near mid elevation & the bed S60
Concentration (mg/L)
0:00
4:48
9:36
14:24
19:12
0:00
Belgium Local Time
Inorganic sediment
SPM
Organic Matter

Bijlage 7.4 The model set-up

Three external files are read by Telemac's steering file in every run: the geometry and the boundary files produced by Matisse, and the liquid boundary file, containing the tide's information. The variables chosen for the graphic printouts of the model are the east and north velocity components (U, V), the free surface elevation (S), the water depth (H), Scalar flow rate of fluid (Q), the bottom elevation (B) and the Scalar velocity (M). All of them are referred to SI.

A time step of 10 seconds has been chosen for the model, for a minimum space interval of 20 m in the domain. The simulation has been run for 3 days, with a total of 25920 time steps. The graphic and listing printout periods are set every half an hour (1800 sec), beginning at the time step 21600.

Initial and boundary conditions:
The free surface is at constant elevation of 4 m in the entire canal. The initial water depths are computed from the difference between the free surface and the bottom elevation. The Chézy formula is used as the law of bottom friction for the boundary conditions, with a value of 65. The position of the free surface on the open boundary is assumed to be the same as in the rest of the canal at the beginning of the simulation.

Numerical Options:
One of the numerical options of the model is the treatment of the tidal flats using 'making of exposed elements technique'. The tidal flats are areas alternately submerged and exposed in the domain; the treatment is done using a method where the submerged/exposed areas are removed from the computation. The exposed elements are still part of the mesh, but all their contributions to the computations are overridden by a so called 'masking' table. The data structure and computations therefore formally remain the same.

The turbulence model chosen is "constant viscosity" (default), using a viscosity value of 0.001 ('velocity diffusivity'). The coefficient represents the molecular viscosity, turbulent viscosity and dispersion, and has a definite effect on the extent and shape of recirculation. A low value tends to dissipate only small eddies, whereas a high value will tend to dissipate large recirculation.

The mass balance option checks the mass-balance over the entire domain. It calculates flows at the inlets and outlets of the domain, total flow through all boundaries of the domain and the relative error or mass-conservation for every time step, which is printed at the end of the listing.

The methods used to solve the advection step for U and H in the model, are the method of characteristics (1) and the conservative scheme + SUPG (5). The Generalized Minimum Residual solver was chosen for the propagation step, with a value for the Krylov space of 3 (default).

The mass lumping on H and on velocity are techniques used to accelerate the computation and also to make it more stable, although the solutions obtained are smoothed.

TELEMAC STEERING FILE

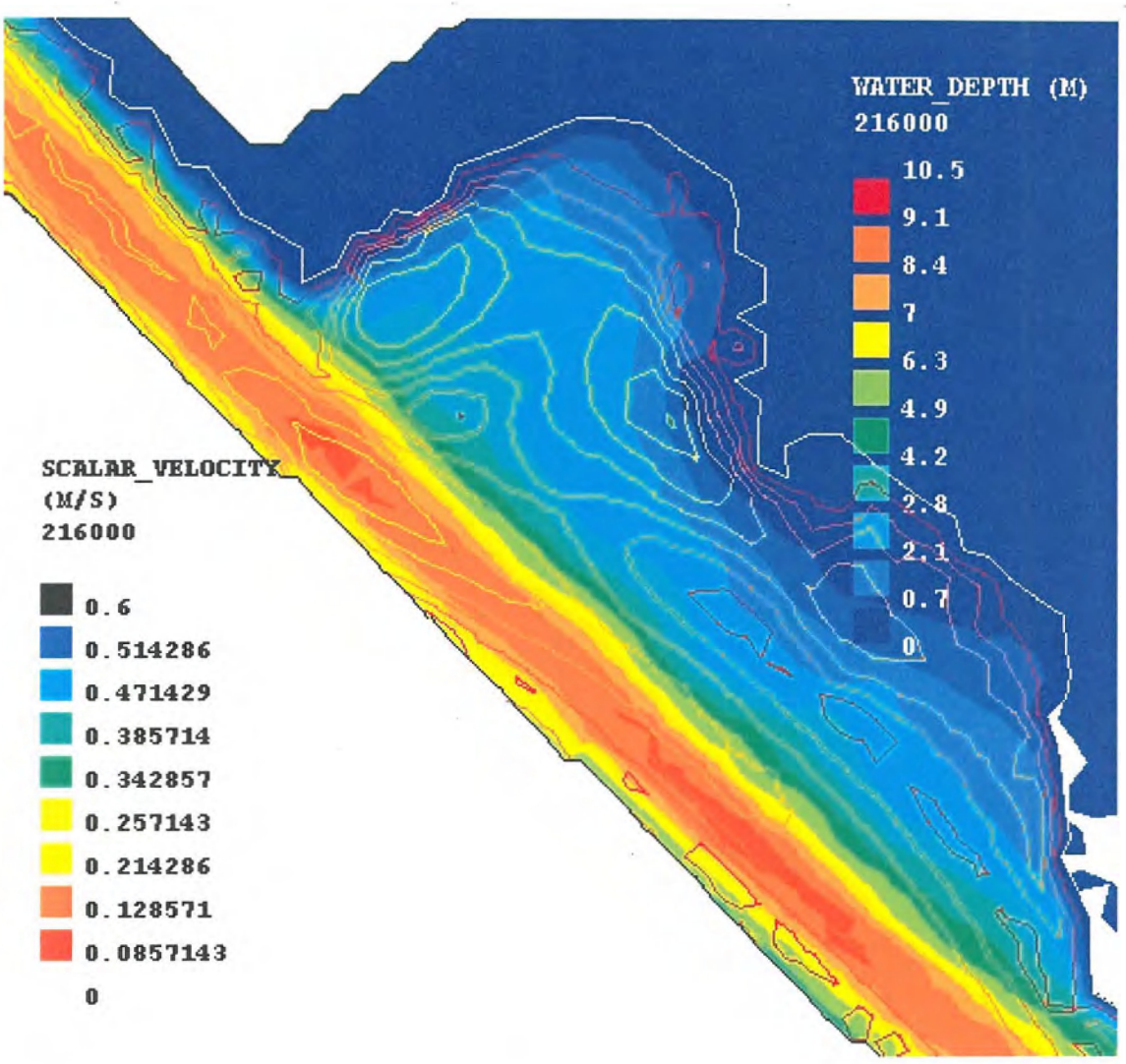
```
/-------------------------------------------------------------------
/           TELEMAC-2D Version 5.2R0 -
/
/-------------------------------------------------------------------
/                     FILES
/-------------------------------------------------------------------
/
BOUNDARY CONDITIONS FILE:                          'bnd'
GEOMETRY FILE:                                     'geo'
LIQUID BOUNDARIES FILE:                            'realwl.txt'
RESULTS FILE:                                      './dfmsres.slf'
/
/-------------------------------------------------------------------
/                  GENERAL OPTIONS
/-------------------------------------------------------------------
/
TITLE : 'TELEMAC-2D - Definitif - 3'
/
VARIABLES FOR GRAPHIC PRINTOUTS:                   'U,V,S,H,Q,B,M'
TIME STEP:                                         10
NUMBER OF TIME STEPS:                              25920
NUMBER OF FIRST TIME STEP FOR GRAPHIC PRINTOUTS: 21600
NUMBER OF FIRST TIME STEP FOR LISTING PRINTOUTS:  21600
GRAPHIC PRINTOUT PERIOD:                                180
LISTING PRINTOUT PERIOD:                           180
/
/-------------------------------------------------------------------
/                  INITIAL CONDITIONS
/-------------------------------------------------------------------
/
INITIAL CONDITIONS:                          'CONSTANT ELEVATION'
INITIAL ELEVATION:                                      4
/
/-------------------------------------------------------------------
/                  BOUNDARY CONDITIONS
/-------------------------------------------------------------------
/
LAW OF BOTTOM FRICTION:                            2
FRICTION COEFFICIENT:                              65
PRESCRIBED ELEVATIONS:                             4
/
/-------------------------------------------------------------------
/                  NUMERICAL OPTIONS
/-------------------------------------------------------------------
/
TIDAL FLATS:                                       YES
OPTION FOR THE TREATMENT OF TIDAL FLATS:           2
TURBULENCE MODEL:                                  1
MASS-BALANCE:                                      YES
SOLVER ACCURACY:                                        0.001
TYPE OF ADVECTION:                                 1;5
VELOCITY DIFFUSIVITY:                              0.001          /Default
SOLVER:                                            7
SOLVER OPTION:                                     3
MASS-LUMPING ON H:                                 1
MASS-LUMPING ON VELOCITY:                          1
MATRIX STORAGE:                                    3
/
&FIN
```

Tabel E.1. Snelheidsmetingen in de verschillende transecten (dwars- en langssecties).

TXT FILE	DESCRIPTION	WHERE IN THE	LOCAL TIME OF	TELEMAC TIME

		CANAL?	MEASUREMENT	STEP (sec)
Sec1aft1	Long cross section	Section 2	14h00-14h30	225000
Sec2aft1	Cross section	Section 3	14h00-14h30	225000
Sec3aaft1	Small cross section	Section 4	14h00-14h30	225000
Sec1aft4	Small cross section	Section 1	15h30-16h00	230400
Sec2aft4	Long cross section	Section 2	15h30-16h00	230400
Sec3aft4	Cross section	Section 3	15h30-16h00	230400
Sec1aft5	Small cross section	Section 4	16h00-16h30	232200
Sec1prova	Small cross section	Section 1	17h30-18h00	237600
Sec2prova	Cross section	Section 2	17h30-18h00	237600
Sec1prova1	Cross section	Section 3	18h00-18h30	239400
Sec1prova2	Small cross section	Section 4	18h30-19h00	241200
Sec1prova3	Small cross section	Section 1	19h00-19h30	243000
Sec1prova4	Small cross section	Section 2	19h30-20h00	244800
Sec2prova4	Small cross section	Section 3	19h30-20h00	244800
Sec1prova5*	Small cross section	Section 1	20h30-21h00	248400
Sec1prova6	Small cross section	Section 2	21h00-21h30	250200
Sec2prova6	Small cross section	Section 3	21h00-21h30	250200
Sec1prova9	Small Cross section	Section 2	22h30-23h00	255600
Sec2prova9	Small Cross section	Section 3	22h30-23h00	255600
Sec1prova10	Small Cross section	Section 1	23h00-23h30	257400

*Little far from the mean position of the cross section



Figuur 1 - Berekende snelheidscontouren en waterhoogtes bij hoogwater in en rond het voormalige tijdok.

Bijlage 9.1 Resultaten van de zaadbankanalyse (naar Stichelmans, 2002): overzicht van het totale aantal kiemplanten dat werd vastgesteld gedurende een kiemperiode van 4 maanden onder kasomstandigheden (determinatie gebeurde over een langere periode).

Het # zaden/m² werd berekend op basis van de stalen waaruit zaden van de betreffende soort effectief kiemden, rekening houdend met het reëel bemonsterde bodemoppervlak in de betreffende proefvlakken. Staalname gebeurde in oktober - december 2001.

Soort		# stalen	# kiemende zaden	# kiemende zaden/staal	#zaden/m²
Achillea millefolium	ACHI MIL	1	1	1,00	25,51
Agrostis capillaris	AGRS CAP	1	1	1,00	25,51
A. stolonifera	AGRS STO	15	80	5,33	136,05
Ammophila arenaria	AMMO ARE	3	3	1,00	25,51
Anagallis arvensis	ANAG ARV	7	125	17,86	455,54
Anchusa arvensis	ANCH ARV	1	1	1,00	25,51
Anthriscus caucalis	ANTH CAU	10	27	2,70	68,88
Aphanes sp.	APHA sp	1	1	1,00	25,51
Arctium sp.	ARCT sp	2	2	1,00	25,51
Arenaria serpyllifolia	AREN SER	32	1726	53,94	1375,96
Arrhenatherum elatius	ARRH ELA	2	6	3,00	76,53
Artemisia vulgaris	ARTE VUL	1	1	1,00	25,51
Aster tripolium	ASTE TRI	1	1	1,00	25,51
Atriplex littoralis	ATRI LIT	17	142	8,35	213,09
A. prostrate	ATRI PRO	16	448	28,00	714,29
Atriplex sp.	ATRI sp	1	2	2,00	51,02
Buddleya davidii	BUDD DAV	1	1	1,00	25,51
Calamagrostis epigejos	CALA EPI	8	13	1,63	41,45
Cardamine hirsuta	CARD HIR	3	5	1,67	42,52
Carex arenaria	CARE ARE	15	93	6,20	158,16
C. hirta	CARE HIR	1	3	3,00	76,53
Carex sp.	CARE SP.	4	4	1,00	25,51
Centaurium pulchellum	CENT PUL	2	2	1,00	25,51
Cerastium diffusum	CERA DIF	2	3	1,50	38,27
C. glomeratum	CERA GLO	1	2	2,00	51,02
Cerastium sp.	CERA SP.	6	7	1,17	29,76
Chenopodium album	CHEN ALB	3	15	5,00	127,55
C. glaucum	CHEN GLA	1	1	1,00	25,51
C. murale	CHEN MUR	2	2	1,00	25,51
C. rubrum	CHEN RUB	34	1225	36,03	919,12
Cirsium arvense	CIRS ARV	25	112	4,48	114,29
C. vulgare	CIRS VUL	8	10	1,25	31,89
Cirsium sp.	CIRS SP.	5	9	1,80	45,92
Claytonia perfoliata	CLAY PER	10	527	52,70	1344,39
Crataegus sp	CRAT sp	1	1	1,00	25,51
Crepis capillaris	CREP CAP	4	40	10,00	255,10
Cynosurus cristatus	CYNO CRI	2	27	13,50	344,39
Dactylis glomerata	DACT GLO	2	10	5,00	127,55
Diplotaxis tenuifolia	DIPL TEN	6	50	8,33	212,59
Elymus athericus	ELYM ATH	9	14	1,56	39,68
E. farctus	ELYM FAR	1	1	1,00	25,51
Epiliobium ciliatum	EPIL CIL	1	1	1,00	25,51
E. hirsutum	EPIL HIR	2	2	1,00	25,51
E. parviflorum	EPIL PAR	6	8	1,33	34,01
E. tetrapterum	EPIL TET	3	3	1,00	25,51
Erigeron canadensis	ERIG CAN	12	399	33,25	848,21
Erodium cicutarium	EROD CIC	4	4	1,00	25,51
E. glutinosum	EROD GLU	2	2	1,00	25,51

Erodium sp.	EROD SP.	2	2	1,00	25,51
Eupatorium cannabinum	EUPA CAN	1	1	1,00	25,51
Galium aparine	GALU APA	1	1	1,00	25,51
G. verum	GALU VER	1	1	1,00	25,51
Geranium molle	GERA MOL	3	3	1,00	25,51
Glaux maritima	GLAU MAR	6	12	2,00	51,02
Glechoma hederacea	GLEC HED	1	2	2,00	51,02
Juncus bufonius	JUNC BUF	18	62	3,44	87,87
J. effuses	JUNC EFF	4	4	1,00	25,51
J. gerardii	JUNC GER	9	16	1,78	45,35
J. inflexus	JUNC INF	2	2	1,00	25,51
Juncus sp.	JUNC SP.	10	17	1,70	43,37
Lamium album	LAMI ALB	1	1	1,00	25,51
Leontodon saxatilis	LEON SAX	2	3	1,50	38,27
Limonium vulgare	LIMO VUL	12	72	6,00	153,06
Lolium perenne	LOLI PER	1	3	3,00	76,53
Lotus corniculatus	LOTU COR	2	4	2,00	51,02
Lycopus europaeus	LYCO EUR	28	70	2,50	63,78
Matricaria recutita	MATR REC	5	6	1,20	30,61
Medicago lupulina	MEDI LUP	2	4	2,00	51,02
Medicago sp.	MEDI SP.	2	2	1,00	25,51
Mentha aquatica	MENTH AQU	1	1	1,00	25,51
Myosotis arvensis	MYOS ARV	9	16	1,78	45,35
M. ramosissima	MYOS RAM	4	10	2,50	63,78
Myosotis sp.	MYOS SP.	10	21	2,10	53,57
Oenothera sp.	OENOTHERA	1	1	1,00	25,51
Oxalis sp.	OXALIS SP.	4	6	1,50	38,27
Papaver dubium	PAPA DUB	1	5	5,00	127,55
P. rhoeas	PAPA RHO	1	5	5,00	127,55
Phleum pratense	PHLE PRA	1	2	2,00	51,02
Phleum sp.	PHLE SP.	1	2	2,00	51,02
Phragmites australis	PHRA AUS	5	9	1,80	45,92
Pinus sp.	PINUS sp	1	1	1,00	25,51
Plantago coronopus	PLAN COR	8	107	13,38	341,20
P. lanceolata	PLAN LAN	6	15	2,50	63,78
P. major	PLAN MAJ	4	9	2,25	57,40
P. maritima	PLAN MAR	1	1	1,00	25,51
Poa annua	POA ANN	11	181	16,45	419,76
P. pratensis	POA PRA	7	258	36,86	940,23
P. trivialis	POA TRI	9	97	10,78	274,94
Puccinellia maritima	PUCC MAR	5	18	3,60	91,84
Ranunculus sceleratus	RANU SCL	36	148	4,11	104,88
Reseda lutea	RESE LUT	1	1	1,00	25,51
R. luteola	RESE LUL	6	24	4,00	102,04
Rubus caesius	RUBU CAE	2	2	1,00	25,51
Rumex conglomeratus	RUME CON	6	24	4,00	102,04
R. crispus	RUME CRI	4	5	1,25	31,89
Rumex sp.	RUME sp	11	14	1,27	32,47
Sagina apetala	SAGI APE	18	476	26,44	674,60
S. maritima	SAGI MAR	5	835	167,00	4260,20
S. procumbens	SAGI PRO	8	39	4,88	124,36
Sagina sp.	SAGI sp	4	7	1,75	44,64
Salicornia europaea	SALI EUR	7	354	50,57	1290,09
Salicornia sp.	SALI sp	33	1469	44,52	1135,59
Salix sp	SALIX serre	38	155	4,08	104,05
Sambucus nigra	SAMB NIG	2	2	1,00	25,51
Saxifraga tridactylites	SAXI TRI	3	3	1,00	25,51
Scutellaria galericulata	SCUT GAL	1	7	7,00	178,57

Sedum acre	SEDU ACR	3	3	1,00	25,51
Senecio jacobaea	SENE JAC	17	82	4,82	123,05
S. viscosus	SENE VIS	1	2	2,00	51,02
S. vulgaris	SENE VUL	2	3	1,50	38,27
Silene latifolia ssp. *alba*	SILE LAT	1	1	1,00	25,51
Solanum nigrum	SOLA NIG	25	121	4,84	123,47
S. triflorum	SOLA TRI	11	78	7,09	180,89
Sonchus arvensis	SONC ARV	1	1	1,00	25,51
S. asper	SONC ASP	24	81	3,38	86,10
S. oleraceus	SONC OLE	2	2	1,00	25,51
Spergularia marina	SPER SAL	29	577	19,90	507,57
S. media	SPER MAR	19	105	5,53	140,98
Spergularia sp.	SPER SP.	20	1105	55,25	1409,44
Stellaria media	STEL MED	7	12	1,71	43,73
Suaeda maritima	SUAE MAR	29	400	13,79	351,86
Taraxacum sp.	TARA sp	7	7	1,00	25,51
Trifolium dubium	TRIF DUB	2	2	1,00	25,51
T. repens	TRIF REP	3	4	1,33	34,01
T. scabrum	TRIF SCA	1	1	1,00	25,51
Trifolium sp.	TRIF SP	2	2	1,00	25,51
Triglochin maritimum	TRIG MAR	9	104	11,56	294,78
Urtica dioica	URTI DIO	48	978	20,38	519,77
U. urens	URTI URE	1	1	1,00	25,51
Veronica arvensis	VERO ARV	13	51	3,92	100,08
V. arvensis/chamaedrys	VERO arv/cham	6	8	1,33	34,01
V. persica	VERO PER	1	1	1,00	25,51
Veronica sp.	VERO sp	1	2	2,00	51,02
Vicia lathyroides	VICI LAT	3	6	2,00	51,02
Vicia sp.	VICI SP.	1	1	1,00	25,51
ongeïdentificeerd	INDIT	-	54	-	-
Dicotyle kiemplant	kiem DC	55	247	4,49	114,56
Monocotyle kiemplant	kiem MC	13	31	2,38	60,83
totaal # zaden	totaal # zaden	92	13808	149,50	3813,78

Bijlage 9.2 Resultaten van de zaadbankanalyse (naar Stichelmans, 2002): aantal kiemende zaden per proefvlak waarvan bodem-mengstalen werden geanalyseerd met aanduiding of het proefvlak intertidaal (overstromingsfrequentie > 1%) of supratidaal gelegen is.

proefvlak	inter/supra	#zaden	#zaden/m²	proefvlak	inter/supra	#zaden	#zaden/m²
60-1	I	5	128	115-4	I	677	17270
65-1	I	217	5536	120-4	I	294	7500
70-1	I	184	4694	130-4	I	297	7577
76-1	I	647	16505	135-4	I	183	4668
80-1	I	30	765	140-4	I	225	5740
85-1	I	299	7628	145-4	I	94	2398
90-1	I	378	9643	110-5	I	8	204
95-1	I	58	1480	120-5	I	17	434
100-1	S	309	7883	130-5	I	3	77
105-1	S	156	3980	140-5	I	6	153
110-1	I	0	0	145-5	I	95	2423
115-1	I	0	0	150-5	I	3	77
316-1	I	38	969	155-5	I	6	153
322-1	I	174	4439	175-6	S	0	0
326-1	I	103	2628	180-6	S	2	51
332-1	I	2	51	190-6	S	0	0
340-1	I	105	2679	200-6	S	3	77
350-1	I	5	128	210-6	S	109	2781
358-1	I	65	1658	215-6	S	27	689
370-1	I	86	2194	220-8	S	11	281
475-1	I	156	3980	225-8	S	5	128
385-1	I	98	2500	230-8	S	1	26
75-2	I	37	944	240-8	S	60	1531
80-2	I	65	1658	250-8	S	10	255
85-2	I	241	6148	34-9	I	11	281
90-2	I	247	6301	40-9	S	20	510
95-2	I	97	2474	145-10	I	64	1633
100-2	I	276	7041	150-10	I	4	102
105-2	S	268	6837	160-10	I	720	18367
50-3	I	194	4949	162-10	S	203	5179
60-3	I	191	4872	165-10	S	764	19490
65-3	I	258	6582	170-10	S	504	12857
70-3	I	36	918	175-10	S	269	6862
75-3	I	405	10332	180-10	S	34	867
85-3	I	445	11352	185-10	S	55	1403
90-3	I	97	2474	198-10	S	200	5102
100-3	I	98	2500	210-10	S	8	204
105-3	I	6	153	220-10	S	6	153
110-3	I	49	1250	230-10	S	7	179
120-3	I	34	867	240-10	S	266	6786
125-3	I	30	765	290-10	S	96	2449
65-4	I	7	179	140-11	I	20	510
70-4	I	6	153	150-11	S	78	1990
75-4	S	244	6224	164-11	S	58	1480
80-4	S	84	2143	170-11	S	157	4005
90-4	S	96	2449	200-11	S	398	10153
100-4	S	128	3265	242-11	S	11	281
110-4	S	898	22908	270-11	S	13	332

Bijlage 11.1 Synoptische tabel van de 18 in het VNR De IJzermonding, op basis van 891 vegetatieopnamen, verdeeld over drie waarnemingsperioden (2001-2003), onderscheiden vegetatietypes. "0" in de rijen van de soorten betekent presentie < 0,5 %, maar wel aanwezig.

vegetatietypenummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
karteringseenheid	M1	M2	M2	M3	M5	-	D4	E1	E2	A1	Au	G0	T1	T1	G7	T1	Hu	U1
syntaxoncode	24Aa - 24Aa02	25Aa - 25Aa02	25Aa - 25Aa03	26Aa - 26Aa01	26Ac - 26Ac06	29Aa - 29Aa03	27Aa	22A - 22Aa01	23A - 23Aa01	23Ab - 23Ab01	31Aa - 31Aa01	31Ba - 31Ba01	14Ca01	14Ca02	14Bb - 14Bb02	14-14C-14Ca	37Ac - 37Ac01	31Ab - 33RG01
syntaxon	Spartinion - Spartinetum townsendii	Thero-Salicornion - Salicornietum brachystachyae	Thero-Salicornion - Suaedetum maritimae	Puccinellion maritimae - Puccinellietum maritimae	Armerion maritimae - Atriplici Elytrigietum pungentis	Bidention tripartitae - Chenopodietum rubri	Saginion maritimae	Atriplicion litoralis - Atriplicetum litoralis	Elymetalia arenarii - Honkenyo-Agropyretum juncei	Ammophilion arenarii - Elymo-Ammophiletum arenarii	Salsolion ruthenicae - Bromo-Corispermetum	Onopordion acanthii - Echio-Verbascetum	Tortulo-Koelerion - Phleo-Tortuletum ruraliformis	Tortulo-Koelerion - Sileno-Tortuletum ruraliformis	Plantagini-Festucion - Festuco-Galietum veri	Cladonio-Koelerietalia	Berberidion vulgaris - Hippophae-Sambucetum	Arction - RG Urtica dioica [Galio-Urticetea]
# opnamen, totaal	21	98	64	44	57	22	5	17	48	104	47	216	38	38	37	12	10	13
# opnamen in 2001	6	15	2	17	18	1	0	3	5	12	5	59	10	8	8	4	4	7
# opnamen in 2002	7	13	5	18	12	0	2	4	5	19	8	61	10	7	8	1	1	3
# opnamen in 2003	8	70	56	10	27	21	3	10	38	73	34	95	19	22	22	7	5	3
# opnamen in transect 1	3	14	4	37	18	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
# opnamen in transect 2	6	12	6	4	3	0	0	3	0	0	12	7	0	0	0	0	0	1
# opnamen in transect 3	12	15	9	0	23	6	0	5	2	9	6	5	0	0	0	0	0	0
# opnamen in transect 4	0	14	19	3	8	3	2	4	8	23	4	2	0	0	0	0	0	0
# opnamen in transect 5	0	14	2	0	0	7	0	1	8	10	3	4	0	0	3	0	0	0
# opnamen in transect 6	0	0	0	1	1	0	2	0	1	2	4	29	0	0	1	2	4	5
# opnamen in transect 7	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	4	21	7	6	0	1	0	1
# opnamen in transect 8	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	1	12	5	15	3	2	1	0
# opnamen in transect 9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	26	1	1	14	3	0	0
# opnamen in transect 10	0	0	0	0	0	1	0	0	0	23	1	63	2	1	10	3	5	6
# opnamen in transect 11	0	0	0	0	1	0	0	1	3	22	5	34	24	14	7	1	0	0
# opnamen in transect 12	0	12	13	0	0	3	0	0	15	5	5	4	0	0	0	0	0	0
# opnamen in transect 13	0	17	10	0	3	2	1	0	3	4	0	6	0	0	0	0	0	0
# opnamen op plaatsen waar in 1999-2003 GEEN natuurherstelwerken uitgevoerd werden	21	33	23	44	54	0	4	6	4	49	7	79	38	29	26	10	10	11
# opnamen op plaatsen waar in 1999-2003 WEL natuurherstelwerken uitgevoerd werden	0	65	41	0	3	22	1	11	44	55	40	137	0	9	11	2	0	2
afgraving, tot minimaal beneden GHW	0	65	41	0	3	21	1	11	40	8	12	19	0	1	7	1	0	0
afgraving, gevolgd door ophoging met zand	0	0	0	0	0	0	0	0	4	30	26	26	0	1	0	0	0	1
afgraving, gevolgd door ophoging met zand en afdekking met kleizoden	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	3	0	0	0

vegetatietypenummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
afgraving, gevolgd door ophoging met zand en helmbeplanting	0	0	0	0	0	1	0	0	0	17	2	36	0	1	1	1	0	0
ontstruweling	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	6	0	0	0	1
slik-schor	21	53	19	45	49	0	2	8	16	1	6	17	0	0	0	0	0	0
z(str)andvlakte	0	15	18	0	4	6	0	6	3	0	7	5	0	0	0	0	0	0
laag duin of zanddijk	0	0	0	0	1	1	0	0	0	32	2	98	24	16	6	2	0	1
hoog binnenduin of hoge zanddijk	0	1	3	0	0	10	0	3	11	29	22	13	0	0	3	0	0	1
(hoog) zeereepduin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	1	0	0	0	0	0
duingrasland/mosduin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	47	13	21	28	8	6	6
zandige veedrinkpoel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0
nn	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	1	23	0	0	1	2	4	5
gem. hoogteligging (m TAW)	4	5	5	5	5	5	6	5	6	9	7	8	8	8	8	8	7	7
gem. overstromingsfrequentie (%)	80	36	12	30	15	5	1	6	2	0	2	1	0	0	0	0	0	0
gem. # soorten	2	2	4	6	5	4	12	6	4	8	9	18	15	18	18	17	11	9
gem. totale bedekking (%)	52	17	36	87	81	12	91	56	11	34	18	60	75	93	90	93	97	95
gem. bedeking kruidlaag (%)	33	9	10	67	45	0	39	29	1	14	7	33	25	35	39	35	50	73
gem. bedekking moslaag	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	2	7	52	48	45	33	5	0
gem. bedekking wierlaag	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
gem. bedekking strooisellaag	1	2	3	27	37	0	1	13	5	9	3	10	6	16	6	24	50	75
gem. som van de soortbedekkingen	47	16	37	105	85	13	104	65	10	44	25	96	106	151	143	131	181	184
gem. som van de grassoortbedekkingen	45	2	6	63	67	0	74	23	1	33	9	45	20	44	58	64	78	59
gem. som van de ruige grassoortbedekkingen	45	2	5	27	66	0	23	17	0	27	6	18	7	22	16	14	52	44
gem. som van de lage grassoortbedekkingen	0	0	1	36	2	0	51	6	1	6	3	26	14	22	43	50	27	14
gem. som van de kruidbedekkingen	2	14	31	42	18	13	26	42	9	7	14	23	21	22	33	25	28	60
differentiërende soorten																		
Spartina townsendii	1	20	2	7														
Salicornia europaea+procumbens	48	93	86	29	19	77	20	6	6			0						
Suaeda maritima	5	41	100	42	61	73	40	69	23		2	0						
Limonium vulgare	10	19	29	76	44		40	6		1		0						
Spergularia marina+media	5	15	27	62	28		40	19	4			1						
Aster tripolium	5	4	3	69	12													
Puccinellia maritima		11	11	91	5			19	2			1						
Atriplex portulacoides		3	2	22	12				4			1						
Glaux maritima			5	7	4		20	6	2	2		1						
Plantago maritima	5			18														
Triglochin maritimum		2	3	69								0						
Parapholis strigosa		1	8	7	11		40		2									
Plantago coronopus				9	9		40		6	4	2	24		3	14			
Scirpus maritimus				9														
Chenopodium rubrum			5		5	95		25	35	5		7						
Matricaria maritima ssp. *maritima*					2		20	6	4	1	4	3						
Sonchus oleraceus			3	2			20		2	4	4	8						8
Sonchus asper					7	5		19	4	5	4	17						15
Sonchus arvensis					2					13	9	2			3		10	15
Solanum triflorum				2	2		20	19	8	9	6	13						
Solanum nigrum				2	4	5	20	19	10	4	13	9						
Poa annua				4		9	20	13	6	5	40	19				8		8
Diplotaxis tenuifolia			2		4	5		25	13	16	53	26			3			8
Silene latifolia ssp. *alba*										1	21	25			3		10	8
Sagina apetala					2					4		9		3	14			
Rumex conglomeratus					2			13	2		2	6						

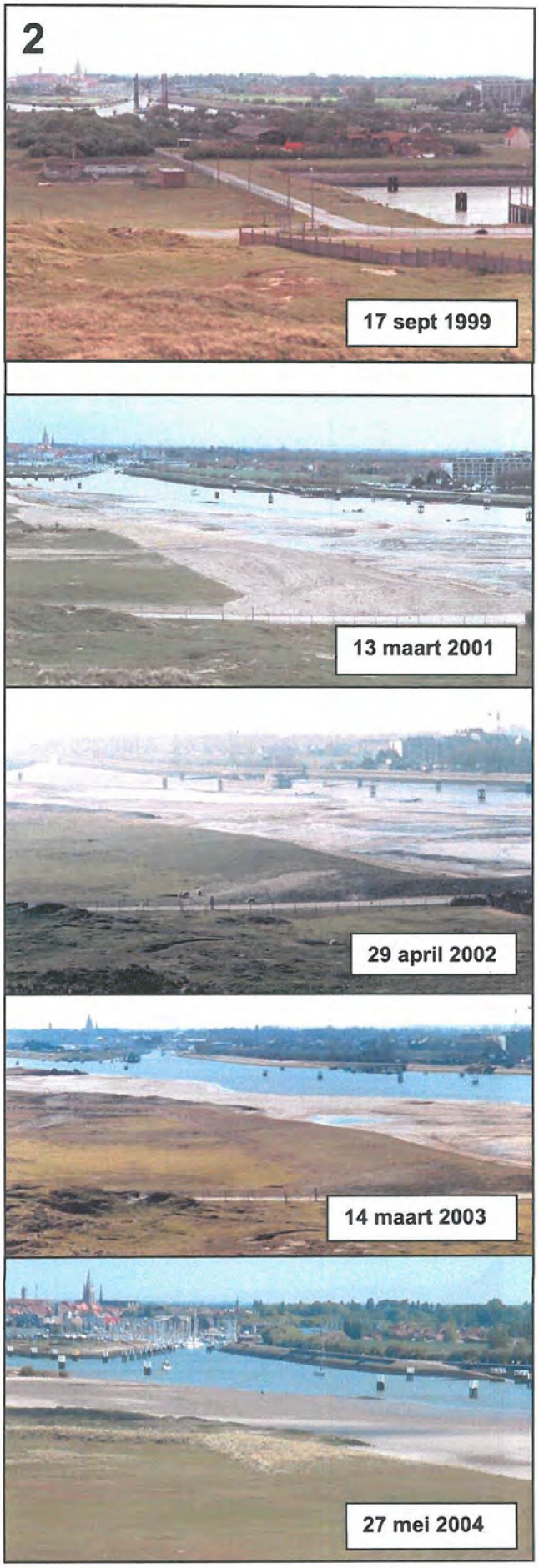
vegetatietypenummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Reseda luteola												11						
Polygonum aviculare					2					3	2	12			3			
Myosotis ramosissima										2	4	10		3				
Myosotis arvensis							20			6	4	16			3	8		
Medicago minima										1	4	19		8	19			8
Medicago lupulina						5			4	11	30	29		13	30	8		
Chenopodium album			2					13	2		30	4						8
Cakile maritima									2	3	6							
Honckenya peploides								6			2	0						
Atriplex glabriuula								6										
Euphorbia paralias										16			5					
Erigeron canadensis										23	19	13		5	3			
Coripsermum leptospermum									2	5	17	2						
Urtica urens												7						
Veronica persica												6						
Anagallis arvensis				2			40			8	13	22			3			
Elymus athericus/E. repens		7	18	71	100		80	44	13	29	32	75	55	71	76	83	100	62
Atriplex prostrata		4	17	7	19	55	20	56	38	10	15	3						
Atriplex littoralis		3	14	7	7	14		56	19	6	2	1						
Salsola kali ssp. *kali*			5		16	36		19	90	25	30	10						
Beta vulgaris ssp. *maritima*				7	14			19	10	1		3						
Anchisa arvensis					4				2	2	6	13						
Trifolium scabrum									2	1		5			14			
Cerastium glomeratum										3		11	3		11			
Phleum pratense										1	2	7			11			
Ranunculus bulbosus												2		3	11			
Brachythecium albicans													5	3	3			
Cerastium semidecandrum										9	2	2	32	5	3			
Pseudoscleropodium purum										1	2	2		11	11	8		
Trifolium campestre									2	9	4	19		16	27	17		
Trifloium dubium												5	3	8	11	8		
Ammophila arenaria					2		20		4	91	47	21	32	24	16	17		
Trifolium repens							20	6	2	10	13	29			32	17		
Leontodon saxatilis							20			17	4	13	39	53	27	25		
Phleum arenarium										7	15	8	84	37	3	25		
Cladonia furcata												0	53	47	22	25		
Tortula ruralis ssp. *ruraliformis*							20			6		13	97	68	5	17		
Ononis repens ssp. *repens*					2				2	2	4	10	71	55	35	8	10	
Lotus corniculatus ssp. *corniculatus*										4	4	33	5	58	70	67		
Sedum acre					5		20		4	9	19	33	97	95	49	75		
Veronica arvensis										12	2	32	24	53	38	33	10	
Geranium molle										4	4	32	8	32	49	33		
Hypochaeris radicata										7	2	9	5	32	19	25	10	
Hypnum cupressiforme var. *lacunosum*												2	13	21	8	42		
Holcus lanatus							60			4	9	34			11	8	20	15
Dactylis glomerata					2		40	6		2	6	23			8	17	30	23
Cynoglossum officinale					4					17	21	30	11	5	11	17	70	8
Cirsium vulgare					2			6	2	3	13	24					20	23
Cirsium arvense			2	4	19	9	20	25	25	14	64	59		11	32	8	70	100
Senecio jacobaea				2	4		40	19	2	45	23	73	76	82	89	92	60	23
Agrostis stolonifera+capillaris				2	2		100	6	8	14	26	55	26	18	59	67	20	15

vegetatietypenummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Homalothecium lutescens							40			6	9	24	50	82	78	83	20	8
Festuca rubra s.l. (incl. *F. arenaria*)		1		7	5		40			47	9	47	87	95	78	100	40	
Erodium sp.								6	2	22	13	45	76	50	30	50		
Galium verum										1		17	71	58	70	75	20	
Crepis capillaris									2	32	13	47	97	92	65	67	10	
Arenaria serpyllifolia					2	5	20		2	24	23	47	58	76	57	58	10	
Cerastium arvense					2					4	2	35	3	34	78	58	10	
Bromus hordeaceus							20					12	24	61	54	33		
Cerastium diffusum										2		2	21	16		8		
Ceratodon purpureus										8		9	3	5	8	8		
Carex arenaria							20		25	36	32	58	100	97	92	75	40	
Poa pratensis				2	4		80	6	8	10	45	47	47	74	78	67	60	23
Plantago lanceolata								6	2	4	6	50		37	89	58		
Taraxacum sp.								6		4	4	11	11	18	16	17	10	
Vicia sp.							20		2	1	4	22	21	32	22	33	30	
Luzula campestris												2			8			
Achillea millefolium												13		3	32	17		
Bryonia dioica											2	3			3	8	10	
Avenula pubescens				2								1		5		8		
Arrhenatherum elatius											2	6					10	15
Cerastium fontanum ssp. *vulgare*							40			4	11	15	3	21	24	8	10	8
Rubus caesius							20		2	29	21	63	32	61	32	42	80	54
Calamagrostis epigejos							40			4	6	31	26	34	16	25	100	38
Phragmites australis					18					1		6			16	8	50	46
Eurhynchium praelongum												1				8	10	8
Hippophae rhamnoides										3		1		13	3		10	
Rhynchostegium megapolitanum										7		1		5	5		20	
Stellaria media				2								1					10	
Artemisia vulgaris											6							8
Rumex crispus						5				2		18			3			15
Plantago major											4	3						8
Arctium sp.											2	3						8
Sambucus nigra												0						8
Carex riparia												0						8
Glechoma hederacea												12			3	8	10	31
Lamium sp.				2					6		4	4				8		23
Potentilla reptans												8		3				23
Convolvulus arvensis												2					10	23
Carex cuprina																	10	23
Galium aparine									2	1	4	18			3		20	62
Urtica dioica									6	5	4	30					40	85
indifferenten (toevallige soorten)																		
Acer pseudoplatanus		1							2			0						
Aira praecox													3		3			
Anthriscus caucalis										1								
Bryum spp.										7		8			5			
Bryum argenteum										5		3		3	3			
Capsella bursa-pastoris												0						
Cardaria draba					4			6										
Carex flacca												0						
Carex hirta												5		3				

vegetatietypenummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Centaurea jacea												1						
Centaurium erythraea											2							
Clenopodium glaucum		1				5						6						
Chenopodium murale												1						
Cladonia pyxidata													3	5				
Claytonia perfoliata												3						
Coronopus didymus												0						
Daucus carota												0						
Dipsacus fullonum												5			3			
Elymus farctus									2	1	2	0						
Epilobium spp.										1								
Equisetum arvense										2	2	3						
Hieracium umbellatum												0		3				
Iris pseudacorus											2							
Juncus bufonius				2							2	3						
Juncus gerardii												1						
Lactuca serriola												1						
Lathyrus pratensis									2		4	5						
Lolium perenne												1						
Lotus corniculatus spp. *tenuis*												0						
Lycopus europaeus								6	2			2						
Malva sylvestris												0						
Matricaria discoidea												2			3			
Medicago arabica												3		3	3			
Oenothera glazioviana											6	1						
Papaver dubium											2	3						
Ppaver rhoeas												3						
Pastinaca sativa												1						
Poa trivialis												3						
Fallopia convolvulus									2			2						
Polygonum lapathifolium												0						
Populus sp.												0						
Ranunculus repens								6				2				8		
Ranunculus sceleratus					2				2		4	3						
Rorippa sylvestris												0						
Rumex maritimus												0						
Sagina maritima				2								1						
Sagina procumbens												1	3	3		8		
Salix sp.												0						
Salix repens												0						
Saponaria officinalis												1						
Scutellaria galericulata												0						
Senecio vulgaris									2			2						
Solanum dulcamara											2	1						
Tragopogon pratensis												0						
Trifoilum arvense												6			3	8		
Triticum aestivum											2							
Veronica serpyllifolia											2							
Vicia hirta											6	3			3			
Vulpia sp.									2			3		3		8		

Plaat 1-9. Fotos van bemonsterde habitat-types (loopkevers en spinnen; MONAY-project) en hun wijzigingen ten gevolge van natuurontwikkelingswerken in de Ijzermonding; zie tekst voor meer informatie



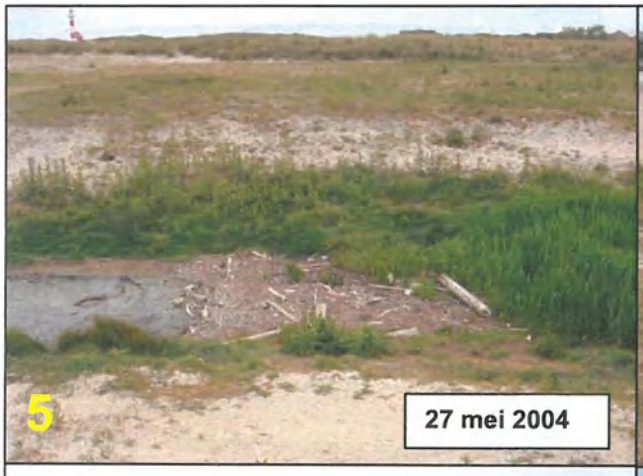



3
10 oktober 2003


10 oktober 2003


4
7 juli 2002


10 oktober 2003


5
27 mei 2004


27 mei 2004


6
2 juni 2001


27 mei 2004


7
14 maart 2003


8
2 juni 2001


27 mei 2004


9
2 juni 2001


27 mei 2004

Tabel 2 (1).-Aantal gevangen individuen per vangstations per habitattype en per jaar van bemonstering voor loopkevers en spinnen.

				01	01	01	01	01	01	01	02	02	02	02	02	02	02	03	03	03	03	03	03	03	
Groep	**Soort**	**RL-cat**	**Ha-co**	**OS**	**NS**	**OH**	**DH**	**OG**	**NG**	**KW**	**OS**	**NS**	**OH**	**DH**	**OG**	**NG**	**KW**	**OS**	**NS**	**OH**	**DH**	**OG**	**NG**	**KW**	**Som**
Loopkevers	*Calathus mollis*	Bedreigd	Gsdoz	1	13	894	127	178	12	23		1	248	113	55	67	83			370	388	3	47	68	2691
Loopkevers	*Calathus cinctus*	Bedreigd	Gsd		8	36	48	177	37	20		6	10	10	77	93	15			9	21	10	37	10	624
Loopkevers	*Harpalus vernalis*	Bedreigd	Gsd					3			1	1	2	5	75	3	8		1	1	4	30	5		139
Loopkevers	*Dyschirius angustatus*	Bedreigd	Gsdoz											11		10	7			3	9		10	12	62
Loopkevers	*Harpalus servus*	Bedreigd	Gsdoz								1	4	19	3	3	2				9	8		5	5	59
Loopkevers	*Calathus ambiguus*	Bedreigd	Gsd						2	3		1	2	6		5	2				9		13	2	45
Loopkevers	*Amara lucida*	Bedreigd	Gsdoz										4		18	2				1	3	8			36
Loopkevers	*Demetrias monostigma*	Bedreigd	Gsdoz			7	2						10								3				22
Loopkevers	*Amara tibialis*	Bedreigd	Gsdoz								1		2		8			1		3		2	2		19
Loopkevers	*Microlestes maurus*	Bedreigd	Gsdk	1								1			2	2									6
Loopkevers	*Dromius notatus*	Bedreigd	Gsdoz																	4					4
Loopkevers	*Amara eurynota*	Bedreigd	Gsd			2																			2
Spinnen	*Pardosa monticola*	Bedreigd	Gsdg					2				3	1	13	443	17	3			1	8	83	12		586
Spinnen	*Haplodrassus dalmatensis*	Bedreigd	Gsdp			4	2				2	4	26	48	32	50	12			14	20	5	40	23	282
Spinnen	*Argenna subnigra*	Bedreigd	Gsdo					5			2	1	3	3	103	7	3	1		1		17	15	2	163
Spinnen	*Arctosa perita*	Bedreigd	Gsdo	3		3	15		3		13	4	9	9	2	7	12	1		1	23		3	22	130
Spinnen	*Agroeca cuprea*	Bedreigd	Gsdp			30	3	15	3				28	1		3				25	1	7	2		118
Spinnen	*Alopecosa barbipes*	Bedreigd	Gsdo	1		3		13	3						17					1	1	20			59
Spinnen	*Clubiona frisia*	Bedreigd	Gsdp			5							13	4	2	2				3			2		31
Spinnen	*Trichopterna cito*	Bedreigd	Gsdo					5							10							15			30
Spinnen	*Zelotes electus*	Bedreigd	Gsdp										4		17					5		2			28
Spinnen	*Pelecopsis nemoralis*	Bedreigd	Gsdpz			13	2						4			2	2			3					26
Spinnen	*Thanatus striatus*	Bedreigd	Gsdp								1		9	4						8	1				23
Spinnen	*Cheiracanthium virescens*	Bedreigd	Gsdp	1				2						4	3							2	2	2	16
Spinnen	*Ozyptila sanctuaria*	Bedreigd	Gsdp	1					3					1		2							2	2	11
Spinnen	*Ozyptila atomaria*	Bedreigd	Gsdp					5							3							2			10
Spinnen	*Metopobactrus prominulus*	Bedreigd	Gsdo										7							1					8
Spinnen	*Xysticus erraticus*	Bedreigd	Gsdp											1	7										8
Spinnen	*Ceratinopsis romana*	Bedreigd	Gsdp			3							3												6
Spinnen	*Philodromus fallax*	Bedreigd	Gsdpz										1	3						1					5
Spinnen	*Agroeca lusatica*	Bedreigd	Gsdd										1											2	3
Spinnen	*Acartauchenius scurrilis*	Bedreigd	Gsdpm												3										3
Spinnen	*Baryphyma maritimum*	Bedreigd	Gsdpz										2	1											3
Spinnen	*Meioneta beata*	Bedreigd	Gsdg													2									2
Spinnen	*Erigone promiscua*	Bedreigd	Gsdo													2									2
Spinnen	*Sitticus saltator*	Bedreigd	Gsdo											1						1					2
Spinnen	*Walckenaeria stylifrons*	Bedreigd	Gsdoz												2										2
Spinnen	*Mastigusa arietina*	Bedreigd	Gsdpm																			2			2
Spinnen	*Hahnia nava*	Bedreigd	Gsdv																			2			2
Spinnen	*Pholcomma gibbum*	Bedreigd	Gsdv						2																2
Spinnen	*Enoplognatha oelandica*	Bedreigd	Gsdd										1												1
Spinnen	*Phlegra fasciata*	Bedreigd	Gsdo										1												1
Spinnen	*Sitticus distinguendus*	Bedreigd	Gsdo																	1					1
Spinnen	*Zelotes longipes*	Bedreigd	Gsdp			1																			1
Spinnen	*Micaria dives*	Bedreigd	Gsdpm											1											1

Tabel 2 (2).-Aantal gevangen individuen per vangstations per habitattype en per jaar van bemonstering voor loopkevers en spinnen.

				01	01	01	01	01	01	01	02	02	02	02	02	02	02	03	03	03	03	03	03	03	
Groep	Soort	RL-cat	Ha-co	OS	NS	OH	DH	OG	NG	KW	OS	NS	OH	DH	OG	NG	KW	OS	NS	OH	DH	OG	NG	KW	Som
Loopkevers	*Dyschirius politus*	Bedreigd	Gsno									1		2							3		5	2	13
Loopkevers	*Bradycellus distinctus*	Bedreigd	Gsno														2							2	4
Spinnen	*Robertus arundineti*	Bedreigd	Gsnv	1			3			2	1					3	5		1		4			3	23
Spinnen	*Tibellus maritimus*	Bedreigd	Gsnp										2							1					3
Spinnen	*Tibellus oblongus*	Bedreigd	Gsnp											3											3
Spinnen	*Araeoncus crassiceps*	Bedreigd	Hn											1											1
Loopkevers	*Bembidion pallidipenne*	Bedreigd	Oz		1					25		4		7			22							2	61
Loopkevers	*Bembidion argenteolum*	Bedreigd	Oz							5				1							3				9
Loopkevers	*Chlaenius vestitus*	Bedreigd	Oz							2							7								9
Loopkevers	*Acupalpus brunnipes*	Bedreigd	Oz														2							5	7
Loopkevers	*Tachys bistriatus*	Bedreigd	Oo						2																2
Spinnen	*Pardosa agrestis*	Bedreigd	Oz															1						3	4
Loopkevers	*Pogonus chalceus*	Bedreigd	Szb	13	1						671	5					3	137	135						965
Loopkevers	*Dicheirotrichus obsoletus*	Bedreigd	Szb	97	18	2			5	13	195	2	1	1			3	1	63	1					402
Loopkevers	*Dicheirotrichus gustavii*	Bedreigd	Szb	89		1			2	2	60	3						1	89						247
Loopkevers	*Bembidion laterale*	Bedreigd	Szb	2	55					10	6							3	7						83
Loopkevers	*Dyschirius salinus*	Bedreigd	Szb								13							1							14
Loopkevers	*Bembidion nigropiceum*	Bedreigd	Szb																					2	2
Loopkevers	*Amara convexiuscula*	Bedreigd	Szb									1							1						2
Spinnen	*Baryphyma duffeyi*	Bedreigd	Szb	22							815						2	123	1						963
Spinnen	*Pardosa purbeckensis*	Bedreigd	Szb	19							490	1	2				13	295	1					13	834
Spinnen	*Argenna patula*	Bedreigd	Szb								57	1				3	3	6							70
Spinnen	*Allomengea scopigera*	Bedreigd	Szb	3																					3
Spinnen	*Walckenaeria capito*	Bedreigd	X					2																	2
Spinnen	*Ero tuberculata*	Bedreigd	X										1												1
Spinnen	*Diplocephalus graecus*	Grens areaal	N				3	3	3							12							5		26
Spinnen	*Mioxena blanda*	Grens areaal	N					2														2			4
Spinnen	*Ceratinopsis stativa*	Grens areaal	N																			2			2
Spinnen	*Enoplognatha tecta*	Grens areaal	N												2										2
Loopkevers	*Bembidion femoratum*	MNB	Verstoord		3		60		38	8	1	21	1	208		182	112		36		78		3	12	763
Loopkevers	*Trechus quadristriatus*	MNB	Verstoord		1	2	12	2	20	3				3		2	2		7						54
Loopkevers	*Bembidion tetracolum*	MNB	Verstoord						2	12	2	4		2		2	5							15	44
Loopkevers	*Harpalus affinis*	MNB	Verstoord								15	3				2	2	3		1	5		3		34
Loopkevers	*Bembidion quadrimaculatum*	MNB	Verstoord	1								1	1		2	10	2		2		1				20
Loopkevers	*Bembidion obtusum*	MNB	Verstoord									2					2		1				2		7
Loopkevers	*Clivina collaris*	MNB	Verstoord						2			1													3
Loopkevers	*Acupalpus meridianus*	MNB	Verstoord														2								2
Loopkevers	*Agonum dorsale*	MNB	Verstoord																		1				1
Loopkevers	*Anisodactylus binotatus*	MNB	Verstoord															1							1
Loopkevers	*Harpalus rufipes*	MNB	Verstoord								1														1
Spinnen	*Erigone arctica*	MNB	Verstoord	1	1		2		25	20	53	654	1	184	3	1477	1730	3	31		1		448	345	4979
Spinnen	*Oedothorax fuscus*	MNB	Verstoord	33	14		50		287	17	56	87	1	11	15	1190	622	27	38			23	135	935	3541
Spinnen	*Oedothorax apicatus*	MNB	Verstoord	11	33	1	173	2	508	75	8	157	5	208	10	515	248	1	44		9		13	42	2063
Spinnen	*Oedothorax retusus*	MNB	Verstoord	46	1		5	2	112		82	13		15	2	263	107	32	8		4		98	323	1113
Spinnen	*Prinerigone vagans*	MNB	Verstoord	4	24			5	105	188	4	39	2	8	2	88	348		25				2	65	909

Tabel 2 (3).-Aantal gevangen individuen per vangstations per habitattype en per jaar van bemonstering voor loopkevers en spinnen.

				01	01	01	01	01	01	01	02	02	02	02	02	02	02	03	03	03	03	03	03	03	
Groep	Soort	RL-cat	Ha-co	OS	NS	OH	DH	OG	NG	KW	OS	NS	OH	DH	OG	NG	KW	OS	NS	OH	DH	OG	NG	KW	Som
Spinnen	*Erigone dentipalpis*	MNB	Verstoord		1			10	3		25	28	1	119	52	392	87	1	1				42	28	790
Spinnen	*Lepthyphantes tenuis*	MNB	Verstoord	1	4	46	52	47	107	25	19	13	39	30	88	130	83		6	4	8	8	3	12	725
Spinnen	*Pachygnatha degeeri*	MNB	Verstoord	1		1		15	5		49	4	1	3	147	38	35	18	1	5	4	230	70	57	684
Spinnen	*Erigone atra*	MNB	Verstoord		3		2	53	10	3	37	13	1	41	140	163	98	2	1		1	3	30	15	616
Spinnen	*Bathyphantes gracilis*	MNB	Verstoord	1		28	12	20	18	2	5	8	19	6	32	38	65			1		3			258
Spinnen	*Milleriana inerrans*	MNB	Verstoord				2				1	4		35	2	13	3		1				2	3	66
Spinnen	*Ostearius melanopygius*	MNB	Verstoord		1	2	2		8			1		1		32			1				3	2	53
Spinnen	*Meioneta rurestris*	MNB	Verstoord					3						15	5	10	2		1						36
Loopkevers	*Dyschirius thoracicus*	MNB						2		28	223	53		2		2	455	88	76		5		2	235	1171
Loopkevers	*Bembidion minimum*	MNB		2	1				3		335	8				3	52	59	198					23	684
Loopkevers	*Calathus fuscipes*	MNB			1	4	2	23	10			3		2	47	15	15				5	27	35	2	191
Loopkevers	*Nebria brevicollis*	MNB		2	1				2	2	1	3	63	1	3	22	30		1		1	2		13	147
Loopkevers	*Bembidion lunulatum*	MNB				11		3			24	4	25		2		45	4						5	123
Loopkevers	*Omophron limbatum*	MNB								25							75							18	118
Loopkevers	*Metabletus foveatus*	MNB				1		2						3	53	20	3			6		7	8		103
Loopkevers	*Notiophilus substriatus*	MNB				1		23	2					2	3	12			1			7	37	10	98
Loopkevers	*Amara aenea*	MNB						2			2	4	3	1	15	10	45				1	3	5	5	96
Loopkevers	*Trechus obtusus*	MNB				8		57					3	1	15		2			3			2		91
Loopkevers	*Metabletus truncatellus*	MNB				1						3	1	5	27	20	3			6	4	3	5	2	80
Loopkevers	*Bembidion properans*	MNB							2		11	1			5	27	13	2	1			3	7	7	79
Loopkevers	*Harpalus anxius*	MNB				1				2	2		4	4	27	3	7			1	5	2	18	3	79
Loopkevers	*Calathus melanocephalus*	MNB				2		23	2			1	1		13	7				1		2	18	2	72
Loopkevers	*Stenolophus teutonus*	MNB															18							43	61
Loopkevers	*Agonum marginatum*	MNB			1					2			1				32							12	48
Loopkevers	*Harpalus tardus*	MNB									4	1		1	13	8	18			1					46
Loopkevers	*Calathus erratus*	MNB										3	5	3	2	10	2			4	9				38
Loopkevers	*Amara curta*	MNB							2				8		8	3				4		3	3		31
Loopkevers	*Leistus ferrugineus*	MNB		1		8						1	12							9					31
Loopkevers	*Bembidion lampros*	MNB					2				1	1		1		12	3								20
Loopkevers	*Badister bullatus*	MNB									1		2	1	12		2								18
Loopkevers	*Pterostichus strenuus*	MNB							2			1			2		5	1						7	18
Loopkevers	*Bradycellus verbasci*	MNB				3								2		2			2					2	11
Loopkevers	*Amara fulva*	MNB												2			2						3	2	9
Loopkevers	*Nebria salina*	MNB							3				3				2				1				9
Loopkevers	*Clivina fossor*	MNB									2				3	2		1							8
Loopkevers	*Acupalpus parvulus*	MNB															2							5	7
Loopkevers	*Stenolophus mixtus*	MNB																						7	7
Loopkevers	*Dyschirius globosus*	MNB									1					2	3								6
Loopkevers	*Notiophilus biguttatus*	MNB							2							2	2								6
Loopkevers	*Amara apricaria*	MNB							2							3									5
Loopkevers	*Elaphrus riparius*	MNB								3														2	5
Loopkevers	*Leistus fulvibarbis*	MNB											2						1					2	5
Loopkevers	*Notiophilus aquaticus*	MNB							2							3									5
Loopkevers	*Amara familiaris*	MNB									1		3												4
Loopkevers	*Pterostichus cupreus*	MNB											1			2		1							4

Tabel 2 (4).-Aantal gevangen individuen per vangstations per habitattype en per jaar van bemonstering voor loopkevers en spinnen.

				01	01	01	01	01	01	01	02	02	02	02	02	02	02	03	03	03	03	03	03	03	
Groep	Soort	RL-cat	Ha-co	OS	NS	OH	DH	OG	NG	KW	OS	NS	OH	DH	OG	NG	KW	OS	NS	OH	DH	OG	NG	KW	Som
Loopkevers	*Stomis pumicatus*	MNB													2									2	4
Loopkevers	*Amara bifrons*	MNB														2			1						3
Loopkevers	*Amara ovata*	MNB											3												3
Loopkevers	*Amara spreta*	MNB											2							1					3
Loopkevers	*Badister lacertosus*	MNB											1		2										3
Loopkevers	*Bradycellus harpalinus*	MNB				1											2								3
Loopkevers	*Demetrias atricapillus*	MNB									1						2								3
Loopkevers	*Dromius linearis*	MNB						2												1					3
Loopkevers	*Harpalus attenuatus*	MNB											1			2									3
Loopkevers	*Panagaeus bipustulatus*	MNB											1		2										3
Loopkevers	*Bembidion genei*	MNB																						2	2
Loopkevers	*Harpalus rubripes*	MNB																				2			2
Loopkevers	*Leistus terminatus*	MNB																						2	2
Loopkevers	*Odacantha melanura*	MNB																						2	2
Loopkevers	*Amara communis*	MNB																	1						1
Loopkevers	*Bembidion varium*	MNB										1													1
Loopkevers	*Dromius melanocephalus*	MNB											1												1
Loopkevers	*Loricera pilicornis*	MNB												1											1
Loopkevers	*Trechus discus*	MNB										1													1
Spinnen	*Erigone longipalpis*	MNB		83	1						102					5	12	2	6		1				212
Spinnen	*Pirata piraticus*	MNB								7	3	15		1		3	143		1		1			20	194
Spinnen	*Xysticus kochi*	MNB									3	1	7	6	55	23		1		9	3	32	10	5	155
Spinnen	*Pardosa nigriceps*	MNB				6	3	7			9	3	82		3	7	3		1	28		2			154
Spinnen	*Xysticus cristatus*	MNB									7		19		38	2	2			6		25	23	2	124
Spinnen	*Ozyptila simplex*	MNB						2			13		4		62	3				1		2			87
Spinnen	*Alopecosa pulverulenta*	MNB									6		13	1	22			3		21		7	2		75
Spinnen	*Pachygnatha clercki*	MNB		1	1						8				2	7	13	16	3					12	63
Spinnen	*Pelecopsis parallela*	MNB														2							57	2	61
Spinnen	*Centromerita concinna*	MNB		1		9		15	2	2			1		2	2	2								36
Spinnen	*Pocadicnemis juncea*	MNB				1							22		7	2									32
Spinnen	*Agroeca proxima*	MNB				5		3		2			7		3					8	3				31
Spinnen	*Pardosa pullata*	MNB									9	2	2		2	5		1		3			2	2	28
Spinnen	*Stemonyphantes lineatus*	MNB									1		9	1						11	3			2	27
Spinnen	*Drassodes cupreus*	MNB									1		6		2	2	2			11	1				25
Spinnen	*Walckenaeria monoceros*	MNB						2				1	2		7					4		7		2	25
Spinnen	*Diplostyla concolor*	MNB				2	3				1	1		6		3			4		1		2		23
Spinnen	*Trochosa ruricola*	MNB									5	1				5	2						7		23
Spinnen	*Tiso vagans*	MNB						5			1				5	2						5			18
Spinnen	*Ero furcata*	MNB				6							5							4	1				16
Spinnen	*Porrhomma microphthalmum*	MNB								2	1				2	3	2		4		1				15
Spinnen	*Trochosa terricola*	MNB						2							8				1	1		3			15
Spinnen	*Dysdera crocota*	MNB				3							2		3	2				4					14
Spinnen	*Haplodrassus signifer*	MNB									2		3			2	3			3					13
Spinnen	*Pardosa palustris*	MNB									1	2			2		2			1			2	3	13
Spinnen	*Pisaura mirabilis*	MNB				1	2				2		2							1		2		2	12

Tabel 2 (5).-Aantal gevangen individuen per vangstations per habitattype en per jaar van bemonstering voor loopkevers en spinnen.

Groep	Soort	RL-cat	Ha-co	01 OS	01 NS	01 OH	01 DH	01 OG	01 NG	01 KW	02 OS	02 NS	02 OH	02 DH	02 OG	02 NG	02 KW	03 OS	03 NS	03 OH	03 DH	03 OG	03 NG	03 KW	Som
Spinnen	*Micaria pulicaria*	MNB											3	3		2		1						2	11
Spinnen	*Centromerus sylvaticus*	MNB						7														2			9
Spinnen	*Robertus lividus*	MNB					2						1	1	2	3									9
Spinnen	*Troxochrus scabriculus*	MNB				6					1		2												9
Spinnen	*Ceratinella brevipes*	MNB																				8			8
Spinnen	*Meioneta saxatilis*	MNB							2						3	3									8
Spinnen	*Bathyphantes parvulus*	MNB											5		2										7
Spinnen	*Hypomma bituberculatum*	MNB									5		1					1							7
Spinnen	*Lepthyphantes pallidus*	MNB						3														2	2		7
Spinnen	*Clubiona phragmitis*	MNB									1	3					2								6
Spinnen	*Tegenaria agrestis*	MNB							2				1	1	2										6
Spinnen	*Ceratinella brevis*	MNB													5										5
Spinnen	*Clubiona subtilis*	MNB										1	4												5
Spinnen	*Diplocephalus cristatus*	MNB												5											5
Spinnen	*Entelecara erythropus*	MNB											5												5
Spinnen	*Centromerita bicolor*	MNB		1			2																		3
Spinnen	*Clubiona reclusa*	MNB												3											3
Spinnen	*Dicymbium nigrum*	MNB									1		1								1				3
Spinnen	*Nereine clathrata*	MNB											3												3
Spinnen	*Araeoncus humilis*	MNB														2									2
Spinnen	*Clubiona diversa*	MNB														2									2
Spinnen	*Dictyna uncinata*	MNB														2									2
Spinnen	*Dicymbium brevisetosum*	MNB					2																		2
Spinnen	*Drassodes lapidosus*	MNB											2												2
Spinnen	*Larinioides cornutus*	MNB							2																2
Spinnen	*Lepthyphantes leprosus*	MNB														2									2
Spinnen	*Monocephalus fuscipes*	MNB														2									2
Spinnen	*Zora spinimana*	MNB						2																	2
Spinnen	*Zygiella x-notata*	MNB														2									2
Spinnen	*Ceratinella scabrosa*	MNB									1														1
Spinnen	*Clubiona compta*	MNB												1											1
Spinnen	*Heliophanus flavipes*	MNB									1														1
Spinnen	*Lepthyphantes ericaeus*	MNB				1																			1
Spinnen	*Pardosa amentata*	MNB									1														1
Spinnen	*Tallusia experta*	MNB										1													1
Spinnen	*Walckenaeria dysderoides*	MNB												1											1
Spinnen	*Walckenaeria unicornis*	MNB											1												1
Spinnen	*Clubiona pseudoneglecta*	MNB									1														1

Belg. J. Zool., 132 (2): 171-173 July 2002

SHORT NOTES

The invasive occurrence of the Mediterranean dwarfspider *Diplocephalus graecus* (O.-P. Cambridge, 1872) in Belgium (Araneae: Linyphiidae)

Dries Bonte[1], Peggy Criel[1], Léon Baert[2] and Domir De Bakker[2]

[1] **Ghent University, Dept. Biology, Research group Animal Ecology, Zoogeography and Nature Conservation, K.L. Ledeganckstraat 35, B-9000 Ghent, Belgium**

[2] **Royal Institute of Natural Sciences, Department of Entomology, Vautierstraat 29, B-1000 Brussels, Belgium**

KEY WORDS: *Diplocephalus graecus*, Araneae, first occurrence, Mediterranean species, coastal dunes, climate change, invasion, expansion

Diplocephalus graecus (O.-P. Cambridge, 1872) is known as one of the most common erigonid spiders of the European Mediterranean region (9). Until now the species has been recorded from Northern Africa (Algeria, Morocco, Tunisia; 9, 10, 16, 17, 29, 21), Southern (France, Italy, Spain, Greece; 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 19, 20, 22) and Eastern Europe (Romania; 18), reaching its northern limit near Paris (17,20). The recent captures in Belgium indicate that its range is expanding further to the north.

Males measure 1.5 to 1.9 mm, females are a little larger : 1.8 to 2.2 mm. *D. graecus* is a brownish species with a dark grey abdomen; chelicerae and legs are yellowish to orange-brown and the sternum is of a darker brown. The placements of the trichobotrium and spines on the legs are characteristic for the genus *Diplocephalus*. As in most members of the Erigoninae subfamily, males of this species are easily distinguished by the shape of the male cephalic tubercle (Fig. 1A). Certainty about identification can be gained by checking the shape of the male palpal tibia, which lacks typical apophyses, in contrast to other European members of the genus (Fig.1B). The epigyne of the females has a typical wide median fissure with median constriction (Fig.1C).

In the Mediterranean region, *D. graecus* occurs in a wide variety of man-made and man-influenced habitats such as gardens, pastures, arable fields and short mountain grasslands. The species is also found in more natural habitats such as maquis, rough grassland, lake-borders and saltmarshes (9, 16, 17).

Corresponding author: D. Bonte, e-mail: dries.bonte@rug.ac.be

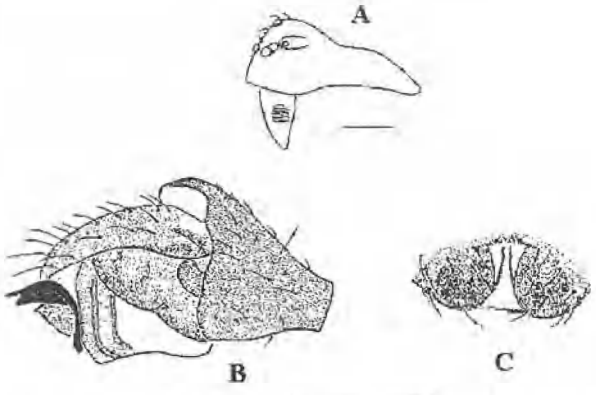


Fig. 1. - Male cephalothorax (A), palp structure (B) and epigyne (C) of *Diplocephalus graecus* (O.-P.-Cambridge) – scale line=0.2 mm (9).

Most individuals in Belgium were found in pitfall traps used for monitoring studies in the Flemish coastal dunes. Another specimen was captured with an arboreal eclector trap (3) in a recently installed forest reserve in the Province of East-Flanders. The first individuals were collected in the winter of 1999 in the Westhoek dune reserve at De Panne (18 males and two females in the period between September 10th, 1999 and February 6th, 2000) and in the fossil dunes of Ghyvelde-Adinkerke, on the French-Belgian Border (20 males in the period between October 12th, 1999 and February 6th, 2000). During this period, no individuals were collected in other sampled dune areas in Nieuwpoort and Oostduinkerke. Surprisingly, the following summer one male was found on a dead tree-trunk in an open Beech-forest (*Fagus sylvatica*) without substantial undergrowth (Kluisbergen). In October and November of 2000, *D. graecus* (three males) was for the first time found in the grey dune-area of the IJzer-estuary in Nieuwpoort, although this site has been monitored for terrestrial invertebrates since 1990 (2). During the same period, 15 males were captured in a dune slack of the Westhoek Nature Reserve. All individuals,

except for one, were captured in thermophilous, sandy habitats (dune slacks, grey dunes, short dune grasslands and recently cut scrubland with a large amount of bare sand). However, no other specimens were collected in other suitable habitats (heathland, inland dunes) sampled elsewhere in Belgium from early 1999 until October 2000 (8,12).

In Fig. 2 we visualise the captures of the species in Belgium. If we pool our data from the two years, it becomes clear that the species reaches its highest activity in the winter-period, although it can be present during summer and autumn (Fig. 3). For the Mediterranean region the same trend can be recognized: most individuals of *D. graecus* were collected during the period October-April (9). In general, summer records are very rare in the south (9,20), which makes our phenology data highly concordant with those from southern countries.

Our data show that the species expands its range northward along the coastline in an invasive way, a phenomenon also observed in other southern insect and arachnid species (4,5,6,7,21). Our observations and the fact that in southern regions *D. graecus* occurs in disturbed habitats, indicate that the species has a high dispersal power by way of ballooning. The milder winter-temperatures along the coast in comparison with those of inland habitats (1), probably enables the species to survive and spread in our region. Because of its assumed high dispersal capacities, the follow-up of its expansion should reveal interesting data on climate change and its effect on the spread of southern species.

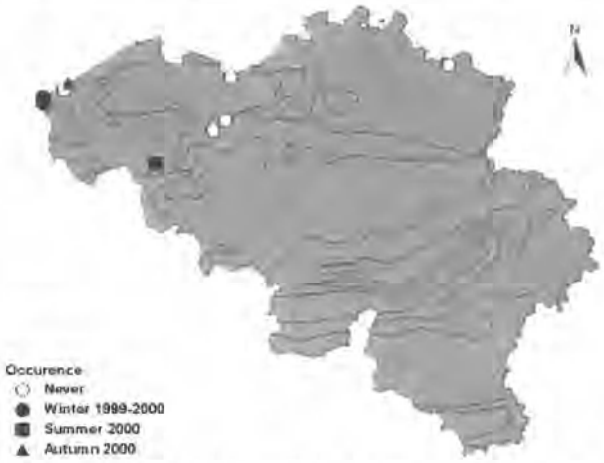


Fig. 2. – Captures of *Diplocephalus graecus* in Belgium in the sampled suitable habitats in the period 1999-2000.

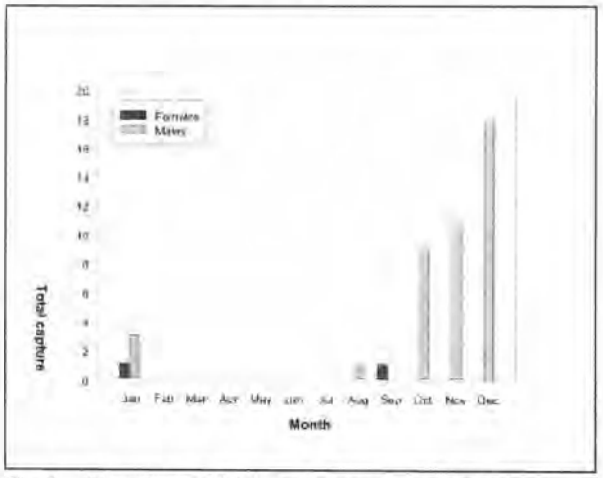


Fig. 3. – Phenology of *Diplocephalus graecus* in Belgium in the period 1999-2000.

We would like to thank Dr. R. Bosmans for checking the identification.

REFERENCES

1. Ampe, C. & R. Langohr (1996). Klimaat. In: Provoost & Hoffmann (eds), *Ecosysteemvisie voor de kust. Deel 1: ecosysteembeschrijving*. Universiteit Gent & Instituut voor Natuurbehoud, Brussel: 2-47.
2. Baert, L. & K. Desender (1993). De spinnenfauna van het militair domein te Lombardsijde (Araneae). *Nieuwsbr. Belg. Arachn. Ver.*, 8(1): 15-20.
3. Behre, G.F. (1989). Freilandökologische methoden zur erfassung der Entomofauna (Weiter- und Neuentwickelüng von Geräten). Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal 42: 1-6
4. Bonte, D. (1994). Libellen Odonata in de duinstreek van de Vlaamse Westkust: resultaten van een inventarisatie gedurende de periode 1990-1994. *Gomphus*, 10(2): 39-44.
5. Bonte, D. (1996). Een eerste broedgeval van de Bijeneter *Merops apiaster* in Vlaanderen te Adinkerke (De Panne, West-Vlaanderen). *Mergus*, 10(1): 199-202.
6. Bonte, D. (1997). Het voorkomen van *Hyles euphorbiae*, *Aricia agrestis*, *Hipparchia semele* en *Issoria lathonia* in het duingebied van de Vlaamse Westkust in 1996 (*Lepidoptera*). *Phegea*, 25(1): 1-5.
7. Bonte, D., M. Hoffmann & J.-P. Maelfait (1999). Monitoring van het begrazingsbeheer in de Belgische kustduinen aan de hand van spinnen. *Nieuwsbr. Belg. Arachnol. Ver.*, 14(1): 24-36.
8. Bonte, D., W. Dekoninck & P. Grootaert (2000). De spinnenfauna van de Oost-Vlaamse binnenduinen: is er nog een specifieke fauna aanwezig? *Nieuwsbr. Belg. Arachnol. Ver.*, 15(2): 27-36.
9. Bosmans, R. (1996). The genera *Araeoncus* Simon, *Delorrhipis* Simon and *Diplocephalus* Bertkau in Northern Africa (Araneae: Linyphiidae: Erigoninae). Studies on North African Linyphiidae VII. *Belg. J. Zool.*, 126(2): 131-151.
10. Bristowe, W.S. (1935). The spiders of Greece and the adjacent islands. *Proc. Zool. Soc. London*, 1934 (4): 733-788.
11. Dalmas, R., de (1922). Catalogue des araignées récoltées par le Marquis G. Doria dans l'île Giglio (Archipel Toscan). *Ann. Mus. Civ. Stor. Nat. Genova*, 50: 79-96.
12. De Bakker, D., D. Bonte, W. Dekoninck, V. Versteirt & P. Grootaert (2000). Het effect van natuurontwikkeling op voormalige akkers in Vlaanderen. *Nieuwsbr. Belg. Arachnol. Ver.*, 15(3): 57-94
13. Denis, J. (1933). Liste d'araignées receuillies dans le département du Var. *Ann. Soc. Hist. Nat. Toulon*, 1932-1933 (17): 85-102.
14. Denis, J. (1933). Chasses arachnologiques dans les Pyrénées orientales (Région de Banyuls-sur-Mer et Vallespir). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 65: 529-591.

15. Denis, J. (1934). Eléments d'une faune arachnologique de l'île de Port-Cros (Var). *Ann. Soc. Hist. Nat. Toulon*, 18: 136-158.

16. Denis, J. (1964). Notes synonymiques. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 99: 61-67.

17. Denis, J. (1968). Notes d'Aranéologie marocaines. X. Les erigonides du Maroc. *Bull. Sci. Nat. Phys. Maroc*, 47: 137-164.

18. Reimoser, E. (1919). Katalog der echten Spinnen (Araneae) des Paläarctischen Gebietes. *Abh. Zool. bot. Ges. Wien*, 10(2): 1-280.

19. Simon, E. (1881). Description d'Arachnides nouveaux du genre *Erigone*. *Bull. Soc. Zool. France*, 6: 82-91.

20. Simon, E. (1884). *Les Arachnides de France*, V. Roret. Paris: 181-885.

21. Slosse, W. (1995). *Dicranopalpus ramosus* (Opliones: Phalangidae), nieuw voor de Belgische fauna. *Nwsbr. Belg. Arachnol. Ver.*, 10(1): 11-13.

22. Thaler, K. (1977). Einige Linyphiidae (s.l.) aus Tunesien. *Revue suisse Zool.*, 84: 557-564.

Received: February 18, 2002
Accepted: April 20, 2002

Short manuscript: submitted to Belgian Journal of Zoology

A wingless intertidal ground beetle, new to the Belgian fauna, in the river IJzer estuary nature restoration site: *Bembidion nigropiceum* (Marsham, 1802)

Konjev Desender

Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Dept. Entomology, Vautierstraat 29, B-1000 Brussels, e-mail: Konjev.Desender@naturalsciences.be

KEY WORDS: *Bembidion nigropiceum*, Coleoptera, Carabidae, intertidal beetle, first occurrence, expansion, river IJzer estuary

At two occasions during the spring of 2003, we collected (by pitfall trapping) a brachypterous female of a small carabid beetle, *Bembidion (Lymnaeum) nigropiceum* (Marsham, 1802), hitherto unknown from Belgium, in the river IJzer estuary at Nieuwpoort. The two sampling sites are situated very near to each other within the highly influenced area of a recent saltmarsh restoration project. Fig. 1 shows the exact location of these two findings within the nature development area, where the main digging and dike remodelling activities had been finished some months earlier only. A first specimen of *B. nigropiceum* was caught between 9 and 22 May, the second between 22 May and 6 June 2003. Both sampling sites are situated at the basis of a newly created dike near the high tide water line, in an area with some (artificial) stones between a mainly coarse substrate. At both sites we regularly also observed freshwater seeping out the dikes, but it is unclear whether the occurrence of the beetle is related to this phenomenon. During the same sampling period, some 30 other sites were sampled, within the context of a multidisciplinary monitoring project, along transects distributed over the entire study area, both in the newly created and already existing dune and saltmarsh habitats.

B. nigropiceum has a peculiar biology and geographic distribution (Fig. 2, modified after 1; based on all data compiled from the literature, including unpublished data, Jeanne, in litt.). This beetle is strictly confined to the tidal zone along parts of the Atlantic coasts and parts of the Mediterranean and the Black Sea/Azov Sea. The closely related species *B. abeillei* Bedel, 1879 is known from other parts of the Mediterranean coast (France, Corsica and Spain), where it appears to replace its congener. A third species, *B. eichleri* Marggi & Wrase, 2002, has been recently described from the coast of Tunesia (2). *B. nigropiceum* has been mentioned from the English Channel, Brittany, Sardinia, Istria, the Dalmatian Coast and the Crimea (3), and, more recently, also from Greece and Crete (1; Jeanne, in litt.) and from two sites (Collioure, Port-Vendres) near the Spanish-French border along the Mediterranean (Jeanne, in litt.). In Great Britain, the species is confined to coastal localities in southern England from Kent to Pembrokeshire, with a single recent record from south Wales (4). It is classified as nationally scarce (5) because of its sporadic occurrence in the south (seven recent known localities only). Little is know of the ecology of this beetle and it is probably constantly wingless, as opposed to the two other species of the genus *Lymnaeum*, which are winged. *B. nigropiceum* has been given special attention within the UK Biodiversity Action Plan. Until now, the beetle was also mentioned in Atlantic Europe from France only, from the Gulf of Morbihan, La Rochelle, Ile de Ré, up to Britanny, Ault and northernmost up to Dieppe (north of the Seine estuary) (6,7). In France, it has mainly been found under stones and in crevasses on rocky shores, which are submerged during high tide. In UK also,

B. nigropiceum is found mainly in shingle and coarse sand, as well as among rubble at the base of cliffs, where it appears to have a partly interstitial way of life. The beetle has been found to 75 cm deep in the soil, especially where there is some detritus (8). It is supposed to have an annual life cycle, most probably breeding in spring with summer larvae (8). Both adults and larvae are supposed to be predatory on small invertebrates and may usually be subterranean. The species may be vulnerable to certain types of coastal development and coastal defence works designed to prevent erosion. On the other hand, *B. nigropiceum* can temporarily appear on disturbed coastal sites between debris and stones in the intertidal. This could very well fit our own observations of the species in Belgium. Near Venice, a temporary but rather large population was observed in an artificial habitat near the harbour (8). The species probably disappeared again rather quickly because the habitat changed towards a much more fine-grained sandy beach. In that area also, the species lived at the basis of an (artificial) cliff protecting the narrow shore against sea-storms.

B. nigropiceum is illustrated in Fig. 2. It measures about 3,5 to 4 mm but does not at all look like a modal *Bembidion* species. Instead, it has a relatively large head with small and flattened eyes (a possible adaptation to an interstitial and partly subterranean way of life?) and lacks strong shoulders (related to its constant brachyptery?) on the flattened elytra. Its coloration is reddish-brown, as regularly observed in other subterranean or cave ground beetle species.

Since many years, investigations are performed on the ecology, diversity and population dynamics of terrestrial invertebrates along the river IJzer estuary, including the beachfront, coastal dunes and saltmarshes. Ground beetles and spiders have been sampled and studied continuously since the early nineties. These long-term studies take place in the existing dune and saltmarsh habitats and micro-habitats and even included sampling of available ecotones (gradients between habitats) and dikes (9). It is therefore very unlikely that even a small population of *B. nigropiceum* would have been overlooked earlier in this area. Whether a population of this beetle has been established in this estuary remains uncertain, but will be monitored during forthcoming years. In view of its suggested habitat preference for coarse-sand to rocky shores this 'newcomer' might not be expected to be able to persist a long time in the area, in view of the fine-sand and silt soils that are expected in due time at these disturbed saltmarsh restoration sites.

Possible sites of origin for these founding beetles only are known at relatively large distance, both at the other side of the Channel (nearest sites with the species at about 100km) and in France (at about 200km). We cannot entirely exclude that the species might have been overlooked at somewhat closer sites, especially in the north of France. *B. nigropiceum* seems to be highly adapted to marine conditions, surely must support saline conditions and supposedly can survive longer periods of submersion by seawater. In view of its wingless state (brachyptery) and its special ecology, it is therefore hypothesised to have been washed ashore with floating debris originating from the south of England or the north of France. These recent captures add a new ground beetle to the Belgian fauna and at the same time suggest that this carabid beetle species is extending its range further north, a phenomenon recently observed for other terrestrial invertebrates in our region, e.g. the Mediterranean dwarfspider *Diplocephalus graecus* (10).

Dr. L. Baert, Prof. Dr. JP. Maelfait and R. Claus are acknowledged for their continued help in long-term field sampling of the IJzer estuary area. These studies are financially supported by the 'MONAY'-project and the RBINSc. Cl. Jeanne kindly informed me on recent and unpublished records of this beetle.

References

1. TRAUTNER, J. (2000). The distribution of *Bembidion (Lymnaeum) nigropiceum* (Marsham, 1802) including the first recordings from Greece (Coleoptera: Carabidae). *Mitt. internat. entomol. Ver. Frankfurt a.M.*, 25:35-40.

2. MARGGI, W., D.W. WRASE, & CH. HUBER (2002). *Bembidion eichleri*, eine neue Laufkäfer-Art der Untergattung *Lymnaeum* Stephens, 1828 aus Tunesien (Coleoptera, Carabidae, Bembidiini). *Ent. Bl.*, 98:81-87.

3. NETOLITZKY, F. (1942). Bestimmungs-Tabellen europäischer Käfer. II. Fam. Carabidae. Subfam. Bembidiinae; 66. Gattung: *Bembidion* Latr. Bestimmungstabelle der *Bembidion*-Arten des paläarktischen Gebietes. *Koleopt. Rdsch.*, 28:29-166.

4. LUFF, M.L. (1998). *Provisional atlas of the ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of Britain*. 194 pp. Huntingdon.

5. HYMAN, P.S. & M.S. PARSONS (1992). *A review of the scarce and threatened Coleoptera of Great Britain*. 484 pp. Peterborough.

6. JEANNEL, R. (1941). Coléoptères carabiques. Première partie. 39, 1-571. Paris. Faune de France.

7. BONADONA, P. (1971). Catalogue des Coléoptères Carabiques de France. Nouv. Revue ent., Suppl.: 177pp. Toulouse

8. DE MARTIN, P. & E. RATTI (1994). *Limnaeum nigropiceum* (Marsham, 1802) al Lido di Venezia: un effimero avventiziato (Coleoptera: Carabidae). *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia*, 43:117-122.

9. DESENDER, K. 1996. Diversity and dynamics of coastal dune carabids. *Ann. Zool. Fennici*, 33:65-76.

10. BONTE, D., P. CRIEL, L. BAERT, & D. DE BAKKER. 2002. The invasive occurrence of the Mediterranean dwarfspider *Diplocephalus graecus* (0.-P. Cambridge, 1872) in Belgium (Araneae: Linyphiidae). *Belg. J. Zool.*, 132:171-173.

Legends:

Fig. 1. Detailed location of two sampling sites (white dots) in the river IJzer estuary where *Bembidion nigropiceum* was discovered in 2003; nature restoration area in grey.

Fig. 2. Geographic distribution of *B. nigropiceum* (added figure; total length 4 mm) with more or less continuous areas in black, scattered sites (dotted open circles) and new findings (black dots).

Fig. 1

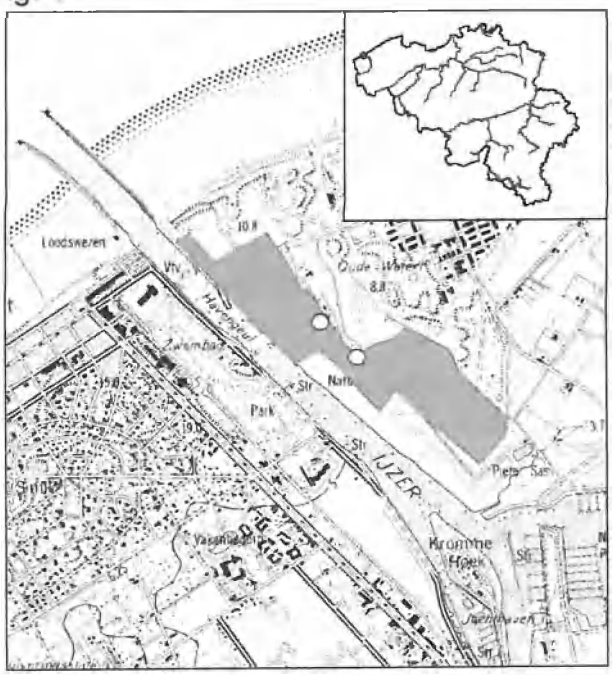
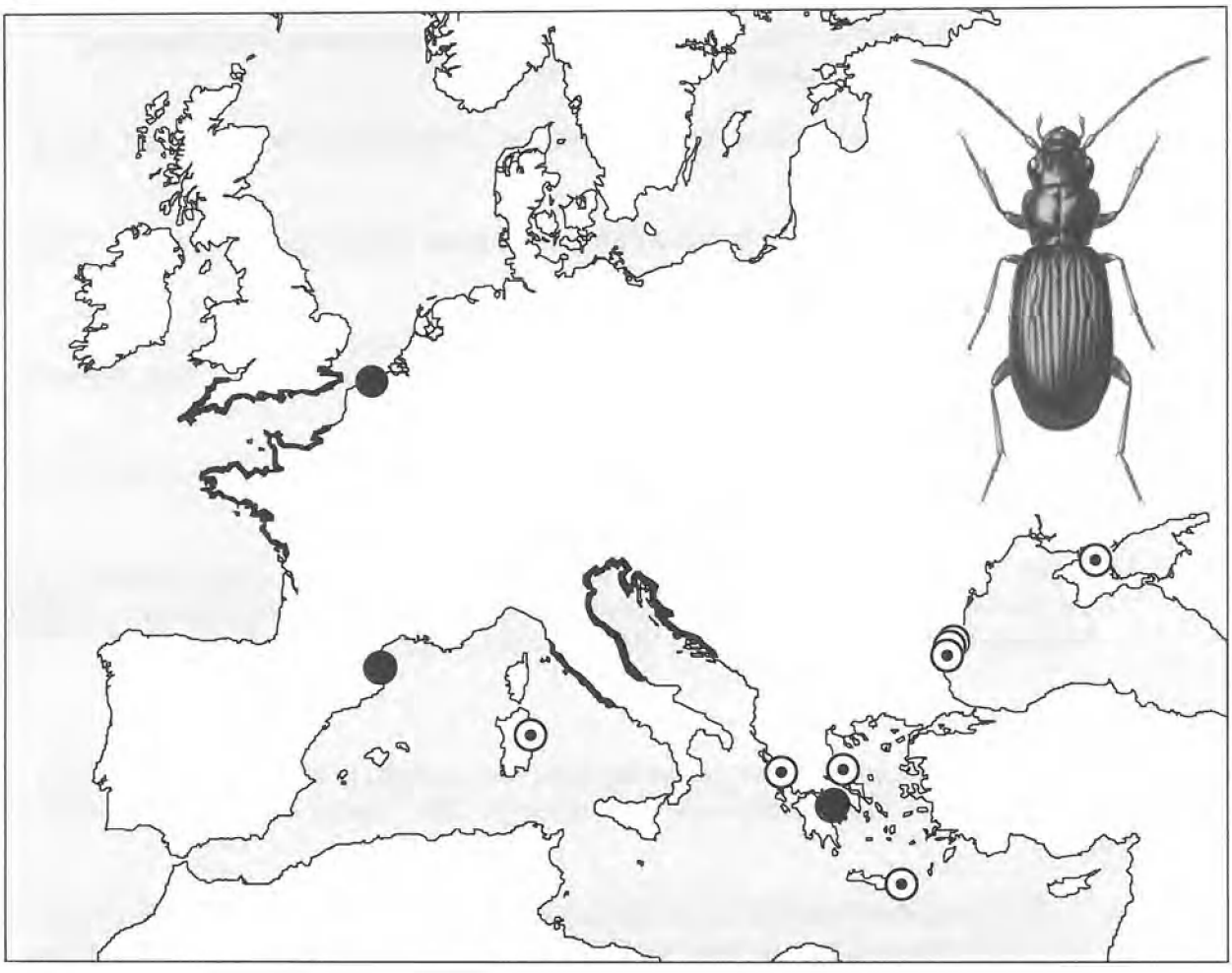


Fig. 2



Bijlage 12.5 Soortfiches van enkele rode lijstsoorten van de Empididae (dansvliegen)

***Chersodromia cursitans* (ZETTERSTEDT, 1819)** **Bedreigd**

Determinatie	CHVÁLA (1975): blz. 281 (herbeschrijving); Figs 644-646 (hypopygium), 782 (vleugel).
Verspreiding	**Europa:** Een kustsoort die tevens ver in het binnenland kan voorkomen langs de oevers van de grote rivieren. Zeer algemeen in Denemarken, langs de kust van de Oostzee en de Bothnische golf. Groot-Brittannië, Nederland, België, Duitsland en in Centraal-Europa langs de grote rivieren in Tsjechoslovakije, Joegoslavië en Roemenië. Niet gekend in **Zuid-België**. **Vlaanderen:** Vroeger waarschijnlijk overal in het supralittoraal van het strand (De Panne, Nieuwpoort, Het Zwin); na 1979 alleen nog gekend van het Westhoekreservaat, een duinpan te Nieuwpoort en het Groot Buitenschoor.
Ecologie	Een soort die voorkomt op zandige stranden (met zeewier volgens CHVÁLA, *l.c.*) en op zandige oevers van rivieren. We vonden ze heel talrijk langs de rand van een duinpan. **Vliegtijd**: actief van begin mei tot half september.
Status	Bedreigd.
Bedreigingen	Aangezien de supralittorale gedeelten van de zandstranden aan de Vlaamse kust enorm betreden worden en het aanspoelsel regelmatig geruimd wordt, is het best mogelijk dat de soort compleet zal verdwijnen aan de kust. Afgelegen zandplaten langs de Schelde zullen wellicht de enige plaatsen zijn waar de soort zal overleven. Deze soort komt ook in duinpannen voor maar dit zijn ook sterk bedreigde microhabitats.

Crossopalpus setiger (LOEW, 1859) **Zeldzaam**

Determinatie	COLLIN (1961): blz. 45 (herbeschrijving); fig. 19 (hypopygium). CHVÁLA (1975): blz.268 (herbeschrijving); Figs 616 (antenne), 617 (achterpoot), 619-621 (hypopygium), 775 (vleugel).
Verspreiding	**Europa:** Een kustsoort die ook wel op de zandige oevers van meren en rivieren op de grondvegetatie wordt aangetroffen. Gekend van het zuiden van Zweden en Denemarken maar erg zeldzaam. Verder wijd verspreid in de rest van Europa zoals Groot-Brittannië, Centraal-Europa en in het zuiden tot in Frankrijk, Spanje en Bulgarije. *C. setiger* is de zuidelijke vicariant van de noordelijke soort *C. curvipes*. **Vlaanderen:** Slechts gekend van 2 lokaliteiten aan de kust namelijk het Westhoek reservaat en aan de vuurtoren op de rechteroever van de IJzer te Nieuwpoort maar wel vaak waargenomen langs de Schelde (De Kuifeend, Hobokense Polder, Beveren-Waas, Kalken en Uitbergen).
Ecologie	Een kustsoort maar ook op zandige oevers van rivieren en meren. **Vliegtijd**: van half mei tot half oktober met geen uitgesproken piekactiviteit maar abundant tijdens juni, juli en augustus.
Status	Zeldzaam.
Bedreigingen	Aangezien zandige oevers van waterlopen of meren aan grote reacreatiedruk blootstaan zal de soort waarschijnlijk nog verder bedreigd worden. Aan de kust is de soort ernstig bedreigd aangezien ze nog slechts gekend is van 2 populaties.

Clinocera (Hydrodromia) stagnalis HALIDAY, 1833 **Uitgestorven**

Determinatie	COLLIN (1961): Blz. 740 (sleutel), blz. 746 (herbeschrijving); fig. 311b (hypopygium), 312 (kop).
Verspreiding	**Europa:** Zeer wijd verspreid in Europa van Scandinavië tot in het Mediterraan gebied. Tevens gekend van Noord-Afrika, Azië, Groenland en Noord-Amerika. In **Zuid-België** kennen we 4 populaties (Ellezelles, Juzaine, Mirwart en Han-sur-Lesse). **Vlaanderen:** Een zeer zeldzame soort die gekend was van 5 populaties (Blankenberge, De Panne, Melle, Zeebrugge en het Zoniënwoud). Het betrof telkens maar 1 individu. De laatste waarneming dateert van Blankenberge in 1957.
Ecologie	De adulten zijn actief op vochtige modderplaten of op ondiep modderig water (COLLIN, 1961), dit in tegenstelling tot de andere Clinocerinae die een voorkeur hebben voor koud-stenotherme snelstromende bergbeken. **Vliegtijd:** De soort is actief gedurende het gehele jaar door, althans in zijn specifieke milieu. Zo konden we individuen waarnemen met Kerstmis op de vochtige klif van Cap Blanc Nez in Frankrijk. Het meest frequent vanaf half mei tot eind oktober.
Status	Uitgestorven in Vlaanderen. De soort werd niet meer aangetroffen sinds 1957 en dit ondanks het feit dat er zeer intensief verzameld werd in vochtige milieus waar de soort zou kunnen voorkomen.
Bedreigingen	Waarschijnlijk is *Cl. (H.) stagnalis* een stenotherme soort die leeft in milieus met opwellend water met een constante temperatuur en waarbij de waterfilm dun is. Door het verdwijnen van dergelijke milieus is ook de soort verdwenen in Vlaanderen.
Referentie	WAGNER (1982: blz. 501).

***Platypalpus excisus* (BECKER, 1907)** **Bedreigd**

Determinatie CHVÁLA (1975): blz. 144 (herbeschrijving); Figs 201, 371.
CHVÁLA (1989): blz. 293 (diagnose).
GROOTAERT & CHVÁLA (1992): blz. 51 (sleutel); blz. 91 (diagnose).

Verspreiding **Europa:** Erg zeldzaam in Groot-Brittannië en het noorden van Scandinavië. Algemeen in Centraal- en Zuid-Europa maar alleen in het laagland. Toch kennen we in **Zuid-België** slechts 1 populatie (2 individuen uit Ferrières).
Vlaanderen: *P. excisus* werd tot nu toe vooral aan de kust en op zandige bodems gevonden. Er zijn nu 7 populaties gekend (Westhoek, De Panne, vuurtoren rechteroever IJzer te Nieuwpoort, Oostende en het Zwin). In het binnenland werd de soort ook gevonden te Postel en Moorsel. Er werden in Vlaanderen niet minder dan 67 waarnemingen gedaan van totaal 210 individuen. Lokaal kan deze soort erg abundant zijn.

Ecologie De soort is actief op de bodem en werd vooral op zandige bodems waargenomen. Ze wordt veel aan de kust aangetroffen in duinbosjes (onder duindoorn, waterwilg en witte abeel) maar ook in open helmduin en grijze duinen.
Vliegtijd: Aanwezig vanaf half mei tot eind september met een eerste kleine piekactiviteit van eind mei tot half juni, aanwezig gedurende de gehele zomer en een forse activiteit in september (tweede generatie?).

Status Bedreigd aangezien *P. excisus* na 1979 in minder dan 5 % van de atlashokken voorkomt en daarenboven een achteruitgang vertoont van 55 %.

Bedreigingen Deze soort werd in de categorie bedreigd ondergebracht omdat ze van slechts 4 populaties gekend is maar komt vooral voor in duingebieden die sowieso bedreigde milieus zijn.

Platypalpus strigifrons (ZETTERSTEDT, 1849) **Kwetsbaar**

Determinatie	COLLIN (1961): blz. 150 (herbeschrijving); fig. 55c (hypopygium). CHVÁLA (1975): blz.174 (herbeschrijving); Figs 132, 221, 385, 434-436, 722. CHVÁLA (1989): blz. 316 (diagnose). GROOTAERT & CHVÁLA (1992): blz. 39 (sleutel).
Verspreiding	**Europa:** Een kustsoort die vrij algemeen is vanaf het zuiden van Scandinavië, langs de Baltische kust en de Noordzeekusten (Groot-Brittannië, België en Nederland). De soort komt uiteraard niet voor in **Zuid-België** en ze volgt ook de oevers van de grote rivieren niet. **Vlaanderen:** Vrij algemeen in de kustduinen.
Ecologie	Een kustsoort die te vinden is in de duinen zowel op helm als in de duinbosjes. **Vliegtijd**: Van begin mei tot begin oktober met een eerste piekactiviteit in juni en een tweede grotere piek eind augustus en begin september. Er zijn dus twee generaties.
Status	Kwetsbaar aangezien de soort in minder dan 10 % van de atlashokken voorkomt en een significante daling in zijn voorkomen voor en na 1980 vertoont. Daarenboven wordt ook zijn habitat, zijnde de duinen erg bedreigd.
Bedreigingen	Aangezien zijn habitat, de kustduinen onder sterke stress staan, ziet het er naar uit dat de soort die het normaal vrij goed doet in de duinen nog meer onder druk zal komen te staan.
Aanbevelingen	Bij ons onderzoek in de duinen te Nieuwpoort (vuurtoren rechteroever IJzer) konden we aantonen dat de duinbosjes een refugium vormen voor de soort die normaal tot in de zeereepduinen voorkomt (POLLET & GROOTAERT, 1996). Het is dus aan te bevelen om kleine bosjes in de duinpannen te laten bestaan die dan als reservoir of refugium voor verschillende soorten zullen dienen.

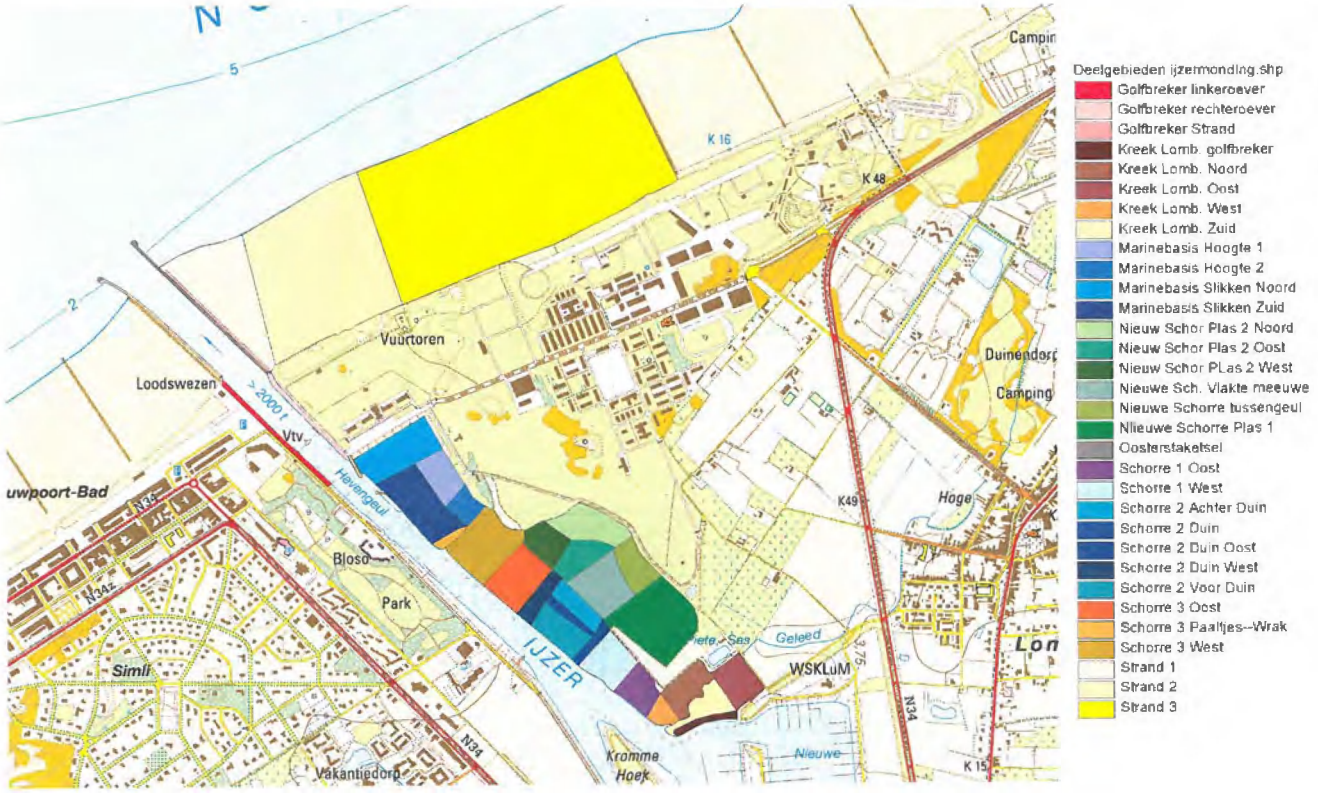
Bijlage 13.1 Karakterisering van de macrobenthosgemeenschappen

habitat: mediane korrelgrootte (µm), slibgehalte (%);
biologisch kenmerken: soortenrijkdom (No), abundantie (macrobenthosdensiteit) en biomassa (g AFDW/m²);
top 5: soortspecifieke densiteit van de meest abundante soorten per gemeenschap, ind./m²);
indicator: indicatieve soorten voor de betreffende twinspangroep met indicatorwaarden

	twin 1		twin 2		twin 3		twin 4	
sediment								
D50	176		156		157		121	
% slib	22		25		28		42	
No	1,6		2,3		4,4		3,0	
densiteit	480,0		5756,3		19540,0		5711,1	
biomassa	0,16		0,97		6,27		6,53	
top 5								
	Oligochaeta spp.	420	*Oligochaeta spp.*	4313	*Corophium volutator*	10636	*Corophium volutator*	3233
			Corophium volutator	1213	*Oligochaeta spp.*	5186	*Oligochaeta spp.*	1044
					Pygospio elegans	936	*Nereis diversicolor*	1033
					Manayunkia aestuarina	457		
					Nereis diversicolor	300		
indicatoren								
	geen		*Oligochaeta spp.*	23	*Pygospio elegans*	65	*Nereis diversicolor*	15
					Oligochaeta spp.	28		
					Corophium volutator	27		

	twin 5		twin 6		twin 7		twin 8	
sediment								
D50	233		59		130		205	
% slib	13		64		32		0,07	
No	1,0		7,5		5,8		4,2	
densiteit	100,0		22350,0		28337,5		567,2	
biomassa	0,05		9,81		11,11		-	
top 5								
	Eteone longa	100	*Corophium volutator*	8600	*Corophium volutator*	18204	*Bathyporeia pilosa*	355
			Oligochaeta spp.	5113	*Tubificoides benedeni*	8200	*Scolelepis squamata*	129
			Nereis diversicolor	3775	*Oligochaeta spp.*	478	*Nephtys cirrosa*	34
			Streblospio benedicti	2114	*Nereis diversicolor*	357	*Eurydice pulchra*	28
			Tubificoides benedeni	1343	*Heteromastus filiformis*	343		
indicatoren								
	geen		*Streblospio benedicti*	82	*Tubificoides benedeni*	77	*Bathyporeia pilosa*	54
			Nereis diversicolor	69	*Corophium volutator*	38	*Scolelepis squamata*	54
			Oligochaeta spp.	32	*Heteromastus filiformis*	32	*Nephtys cirrosa*	51
					Macoma balthica	29		

Bijlage 14.1 Detaildeelgebieden onderscheiden ten behoeve van de monitoring van avifauna.



Bijlage 14.2 Maandelijkse maximumaantallen van de verschillende soortgroepen tijdens de seizoenen 2001/02, 2002/03 en 2003/04.

	Maximumaantal steltlopers	Maximumaantal watervogels (futen, aalscholvers, eenden, koeten,...)	Maximumaantal meeuwen & sterns
JUL 01	686	76	1613
AUG 01	1249	288	3426
SEP 01	2448	250	2461
OKT 01	2228	349	436
NOV 01	2594	232	881
DEC 01	3527	277	1379
JAN 02	3174	221	1185
FEB 02	4294	89	429
MAA 02	1664	94	652
APR 02	1190	170	2212
MEI 02	1063	311	2822
JUN 02	232	354	2534
JUL 02	904	255	3667
AUG 02	1562	375	4073
SEP 02	1823	211	664
OKT 02	2044	255	960
NOV 02	4387	193	959
DEC 02	2952	132	611
JAN 03	1459	61	381
FEB 03	3579	160	536
MAA 03	1665	157	788
APR 03	1011	169	496
MEI 03	691	355	1667
JUN 03	272	374	2226
JUL 03	653	156	2565
AUG 03	1457	238	2106
SEP 03	1722	313	1027
OKT 03	1678	234	521
NOV 03	2530	274	844
DEC 03	3734	199	656
JAN 04	5682	192	x
FEB 04	6409	128	652
MAA 04	3089	202	588
APR 04	959	337	762
MEI 04	839	378	1053
JUN 04	240	265	1920

Bijlage 14.3 Aantal vogeldagen per maand voor de belangrijkste vogelsoorten tijdens de seizoenen 2001/02, 2002/03 en 2003/04

	Scholekster	*Bontbekplevier*	*Goudplevier*	*Zilverplevier*	*Kievit*	*Bonte Strandloper*	*Wulp*	*Tureluur*	*Steenloper*	*Aalscholver*	*Bergeend*	*Wilde Eend*	Totaal aantal vogeldagen
JUL 01	8192	254	0	7	68	93	273	1494	3675	1890	x	0	17264
AUG 01	17473	1560	0	49	34	1013	1546	2980	11470	3382	4793	335	47005
SEP 01	24890	2224	12	668	8	10267	932	3486	15263	2189	1783	3048	69056
OKT 01	26548	1354	0	2028	0	15184	223	4901	13498	1616	374	4676	73739
NOV 01	26716	733	0	2875	5629	24061	297	4466	12947	1072	730	3475	85956
DEC 01	31328	728	0	3583	11345	54992	871	3696	8890	661	2457	3368	124187
JAN 02	29070	742	0	3446	5060	47105	3438	3392	7079	478	641	4832	108130
FEB 02	24192	623	0	2851	29077	28458	1709	5372	10166	540	800	2400	108401
MAA 02	13677	484	0	2227	1305	10525	179	5085	11870	613	1397	66	49107
APR 02	10426	240	0	775	0	2291	83	4765	16077	1288	2356	55	39332
MEI 02	7700	1351	0	111	38	853	243	4825	7861	1442	5882	35	31547
JUN 02	6546	161	0	10	0	8	76	497	168	2210	6033	14	15847
JUL 02	9412	73	0	0	148	174	684	1744	1609	5112	x	0	20161
AUG 02	18809	884	0	74	196	1666	1197	3521	11659	3359	5470	140	49115
SEP 02	22231	1457	43	528	23	2797	1879	4382	17059	1896	2225	790	56973
OKT 02	24797	892	0	2046	619	7674	1309	5188	13754	1445	2978	844	63647
NOV 02	20365	871	19	2980	18674	35809	2785	4431	3620	989	635	2489	96210
DEC 02	22512	877	502	2571	16450	50861	1093	4568	2832	800	372	1829	107678
JAN 03	18268	896	0	3202	5899	13632	236	3550	2180	550	600	1200	52341
FEB 03	18592	703	0	2727	2937	17600	10517	2436	3689	327	1022	597	62715
MAA 03	14145	698	0	2389	1162	9596	2187	3519	10426	1043	2521	122	49664
APR 03	6103	462	0	723	65	3364	478	4818	9782	1103	3744	43	32391
MEI 03	5170	1117	0	89	0	620	107	2673	5989	2138	6879	83	25571
JUN 03	5816	221	0	6	430	1	140	682	435	2702	6454	20	17104
JUL 03	9501	63	0	12	1047	196	2006	2857	1988	2914	x	18	21929
AUG 03	16890	1744	19	163	368	2258	2739	4149	11058	3085	3042	610	48036
SEP 03	19061	3654	0	661	547	2939	3039	4383	14795	2966	2316	2272	58077
OKT 03	23715	1667	0	2043	237	5497	1445	4364	12715	2070	2400	2531	59497
NOV 03	22830	665	3528	3079	12579	15938	360	3591	9981	1043	2643	2255	80726
DEC 03	22720	615	12933	3230	33861	20766	18	2256	7787	643	1730	2278	110832
JAN 04	22352	799	31205	2899	52207	40021	208	3023	9996	575	712	1961	168078
FEB 04	19035	575	23904	2666	49915	28079	197	2615	13083	689	673	1218	144622
MAA 04	10810	618	5974	2012	13849	12322	576	3438	13804	1457	2608	181	69120
APR 04	5580	174	0	600	2	829	430	3538	13918	2578	5955	66	35975
MEI 04	4470	1298	0	312	12	565	409	2943	7383	2927	7761	45	29587
JUN 04	4055	313	0	152	144	33	861	1642	26	1679	4876	59	14087

Bijlage 14.4 Maandmaxima van watervogelsoorten in de IJzermonding, seizoen 2001/02.

2001-2002	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEC	JAN	FEB	MAA	APR	MEI
Aalscholver	69	147	98	69	53	20	21	x	21	18	65
Blauwe Reiger	13	20	12	15	13	27	10	x	3	1	2
Kleine Zilverreiger	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepelaar	0	3	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Casarca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bergeend	x	169	83	5	25	107	30	x	48	99	254
Smient	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Krakeend	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
Wintertaling	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0
Wilde Eend	0	25	175	255	130	99	162	x	4	6	2
Pijlstaart	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Slobeend	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Eider	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Scholekster	382	634	975	910	938	1105	1003	986	508	352	252
Kluut	0	1	1	0	0	0	0	0	0	11	4
Bontbekplevier	12	105	116	51	28	24	25	25	17	7	76
Strandplevier	2	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0
Goudplevier	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Zilverplevier	1	4	54	81	101	125	133	102	86	27	4
Kievit	19	4	2	0	75	1105	215	1605	39	0	5
Kanoetstrandloper	2	2	37	2	1	0	0	0	0	0	4
Drieteenstrandloper	0	1	7	4	0	3	45	13	41	2	0
Kleine Strandloper	0	1	23	57	9	0	0	0	0	0	0
Krombekstrandloper	21	26	26	11	1	0	0	0	0	0	1
Paarse Strandloper	1	0	2	4	2	2	15	23	21	21	13
Bonte Strandloper	8	65	521	582	744	2040	1960	1245	505	62	36
Kemphaan	0	1	1	1	13	3	25	0	3	0	0
Watersnip	0	2	4	17	75	49	39	4	0	0	0
Bokje	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Grutto	0	1	2	1	1	1	0	0	0	0	0
Rosse Grutto	3	3	134	53	4	2	1	1	3	11	26
Regenwulp	12	5	2	0	0	0	0	0	0	1	1
Wulp	36	103	38	7	11	64	402	108	13	3	11
Zwarte Ruiter	0	1	4	0	2	1	3	3	1	0	0
Tureluur	78	114	149	179	177	146	212	177	212	215	290
Groenpootruiter	2	7	6	4	0	0	0	0	0	11	9
Witgatje	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oeverloper	28	79	22	0	0	0	0	0	0	1	12
Steenloper	241	455	651	555	515	410	242	412	468	623	400
Rosse Franjepoot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grote Jager	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Zwartkopmeeuw	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Dwergmeeuw	2	1	2	12	0	0	0	0	0	0	1
Kokmeeuw	210	759	95	3	87	14	700	75	145	5	12
Stormmeeuw	5	2	2	0	3	11	150	9	42	11	1
Kleine Mantelmeeuw	170	150	64	5	53	14	12	13	11	19	85
Zilvermeeuw	1190	3035	2160	245	645	1025	250	295	565	2175	2725
Geelpootmeeuw	2	4	2	2	2	1	2	0	0	0	0
Pontische Meeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grote Mantelmeeuw	34	84	228	211	275	315	71	37	66	11	54
Grote Stern	31	102	6	0	0	0	0	0	0	0	13
Visdief	125	257	10	1	0	0	0	0	0	13	384

Bijlage 14.5 Maandmaxima van watervogelsoorten in de IJzermonding, seizoen 2002/03.

2002-2003	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEC	JAN	FEB	MAA	APR	MEI	JUN
Dodaars	0	0	2	4	20	2	3	3	6	1	0	0
Fuut	0	1	0	0	3	3	2	9	5	0	0	0
Aalscholver	224	219	104	54	44	35	24	19	59	46	98	106
Blauwe Reiger	1	9	16	16	15	14	7	14	3	1	2	3
Kleine Zilverreiger	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepelaar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Casarca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bergeend	x	198	135	125	69	25	4	82	116	143	295	267
Smient	0	0	6	0	1	7	1	0	0	0	0	0
Krakeend	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
Wintertaling	0	0	0	2	3	36	0	14	0	0	0	0
Wilde Eend	0	2	53	59	135	94	28	54	6	1	3	0
Pijlstaart	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Slobeend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eider	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Waterhoen	0	0	0	2	4	3	1	20	7	5	2	0
Meerkoet	0	0	8	5	28	38	76	39	12	2	0	0
Scholekster	502	659	827	939	845	786	584	815	595	234	198	207
Kluut	0	0	0	1	1	1	0	0	2	2	0	0
Bontbekplevier	3	30	61	33	36	27	29	36	28	16	71	16
Strandplevier	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Kleine Plevier	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goudplevier	0	0	4	0	0	22	0	0	0	0	0	0
Zilverplevier	0	4	45	85	107	102	109	95	94	38	5	0
Kievit	8	25	2	61	1330	861	512	355	101	3	0	32
Kanoetstrandloper	0	2	7	9	1	1	1	1	0	1	7	0
Drieteenstrandloper	0	3	1	22	3	7	21	9	35	15	2	0
Kleine Strandloper	0	2	1	0	0	0	0	0	0	12	0	0
Krombekstrandloper	0	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paarse Strandloper	0	0	0	8	15	4	16	19	7	17	11	0
Bonte Strandloper	16	145	150	306	1600	1973	260	1035	489	129	31	0
Kemphaan	0	0	8	8	9	4	0	580	10	0	0	0
Watersnip	0	0	3	4	60	0	1	3	4	0	0	0
Bokje	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grutto	1	1	3	1	0	1	2	3	11	0	0	0
Rosse Grutto	0	7	29	33	23	18	17	14	17	8	5	0
Regenwulp	10	10	5	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Wulp	38	90	86	56	183	15	12	1272	44	24	4	7
Zwarte Ruiter	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
Tureluur	86	122	192	221	186	162	126	78	124	217	95	23
Groenpootruiter	47	7	8	4	2	0	0	0	0	42	6	0
Witgatje	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oeverloper	84	73	11	0	3	0	0	0	0	4	6	0
Steenloper	158	468	715	569	172	118	53	215	444	403	362	15
Rosse Franjepoot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Grote Jager	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zwartkopmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Dwergmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kokmeeuw	223	505	18	180	220	135	30	112	212	5	105	218
Stormmeeuw	1	0	16	20	1	0	1	4	2	1	2	0
Kleine Mantelmeeuw	34	131	10	53	41	26	2	2	3	6	34	106
Zilvermeeuw	2655	3090	565	570	540	315	220	405	530	395	1455	1795
Geelpootmeeuw	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Pontische Meeuw	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Grote Mantelmeeuw	85	116	71	169	157	135	127	13	31	53	182	92
Grote Stern	88	81	0	0	0	0	0	0	0	2	41	2
Visdief	705	305	3	0	0	0	0	0	0	85	170	16

Bijlage 14.6 Maandmaxima van watervogelsoorten in de IJzermonding, seizoen 2003/04.

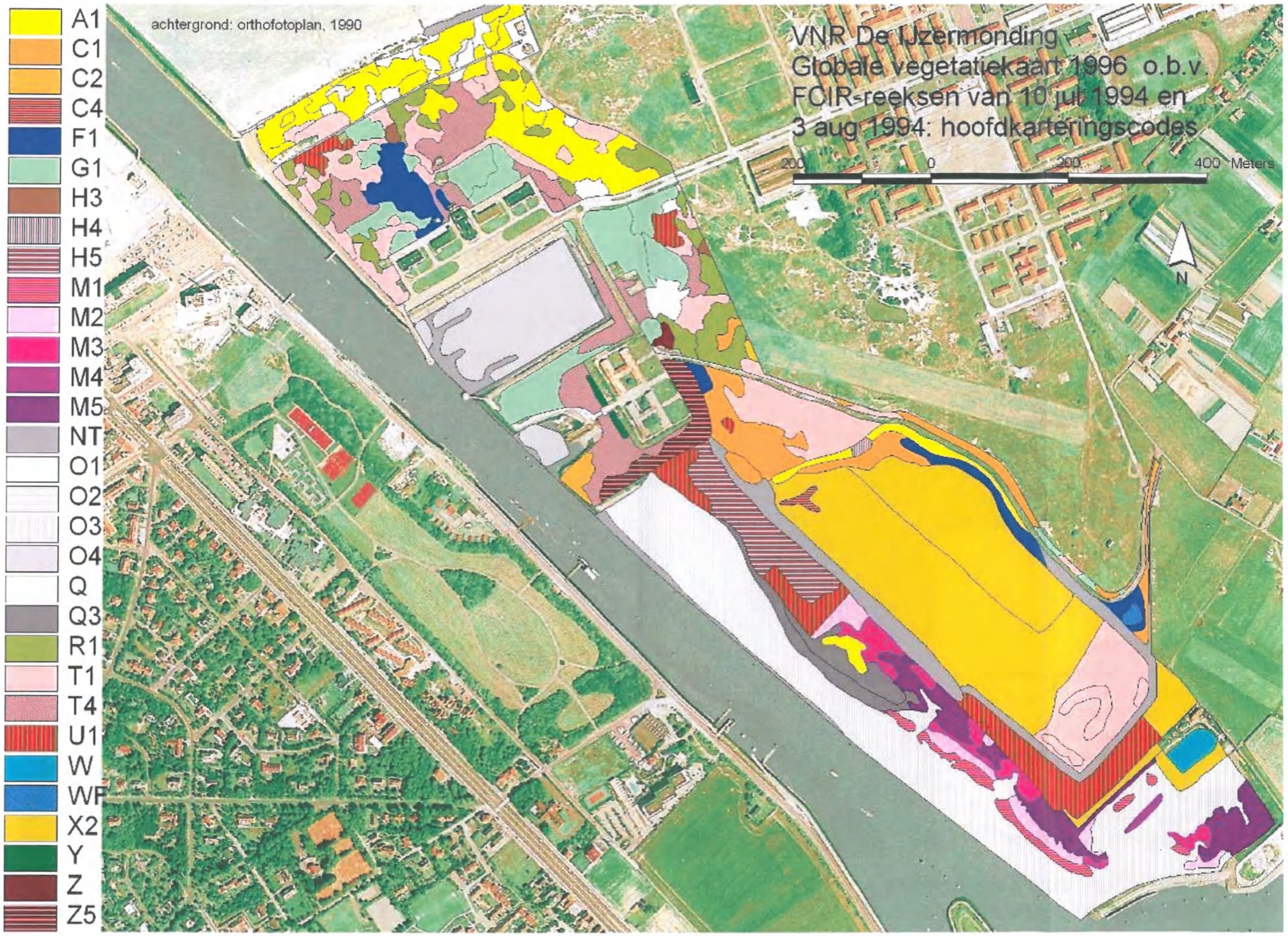
2003-2004	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEC	JAN	FEB	MAA	APR	MEI	JUN
Dodaars	0	0	0	0	0	3	0	4	4	0	0	0
Fuut	0	0	0	0	0	7	1	0	2	1	0	0
Aalscholver	120	92	116	35	37	21	34	34	52	85	113	55
Blauwe Reiger	8	7	13	3	13	17	18	4	5	2	2	0
Kleine Zilverreiger	1	5	7	6	0	0	0	0	0	1	2	0
Lepelaar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Casarca	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Bergeend	32	108	87	81	112	93	31	34	141	239	285	205
Smient	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Wintertaling	0	0	5	0	1	2	0	0	0	0	0	0
Wilde Eend	2	4	135	146	123	69	102	44	7	4	2	2
Waterhoen	0	0	0	0	5	x	5	4	1	1	0	0
Meerkoet	0	0	0	0	20	x	2	9	4	0	0	0
Scholekster	357	601	652	796	876	765	760	639	212	206	174	135
Kluut	0	0	1	1	0	0	1	0	5	0	4	2
Bontbekplevier	5	76	138	25	36	23	27	24	18	7	77	9
Strandplevier	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kleine Plevier	x	3	1	0	0	0	0	0	0	4	x	x
Goudplevier	0	2	0	0	95	365	1386	1335	0	0	0	0
Zilverplevier	1	4	29	90	118	112	101	88	38	32	7	5
Kievit	44	18	45	0	780	1640	1900	2850	0	0	1	5
Kanoetstrandloper	0	2	11	3	1	0	1	1	0	1	5	0
Drieteenstrandloper	0	0	1	0	17	39	5	38	0	79	37	0
Kleine Strandloper	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Krombekstrandloper	0	6	7	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Paarse Strandloper	0	0	0	3	28	19	31	11	16	> 5	18	0
Bonte Strandloper	8	93	104	165	385	772	1446	855	46	38	23	1
Kemphaan	0	0	0	0	25	2	175	0	0	0	0	0
Watersnip	0	1	0	0	16	0	10	0	0	0	0	0
Bokje	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grutto	0	1	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0
Rosse Grutto	1	3	15	16	6	4	9	4	5	2	20	0
Regenwulp	16	7	1	0	0	0	0	0	0	5	1	1
Wulp	76	88	145	70	21	0	8	6	29	15	16	29
Zwarte Ruiter	0	1	1	0	4	0	1	0	0	1	0	0
Tureluur	132	233	176	140	126	83	117	81	134	146	130	52
Groenpootruiter	8	5	5	3	0	0	0	0	0	4	12	0
Witgatje	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ocverloper	33	35	15	1	0	0	0	0	0	0	4	0
Steenloper	32	413	518	428	377	272	362	490	540	455	529	0
Rosse Franjepoot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zwartkopmeeuw	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dwergmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Kokmeeuw	x	250	117	x	13	30	x	100	190	x	4	x
Stormmeeuw	x	6	13	x	1	36	x	23	23	x	0	0
Kleine Mantelmeeuw	x	25	6	x	94	8	x	3	19	6	6	27

Zilvermeeuw	x	1575	730	x	605	520	x	495	495	735	835	1700
Geelpootmeeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Pontische Meeuw	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Grote Mantelmeeuw	58	119	137	x	131	62	290	31	36	21	91	107
Grote Stern	303	425	7	0	0	0	0	0	0	13	18	46
Visdief	320	305	23	1	0	0	0	0	0	135	225	4

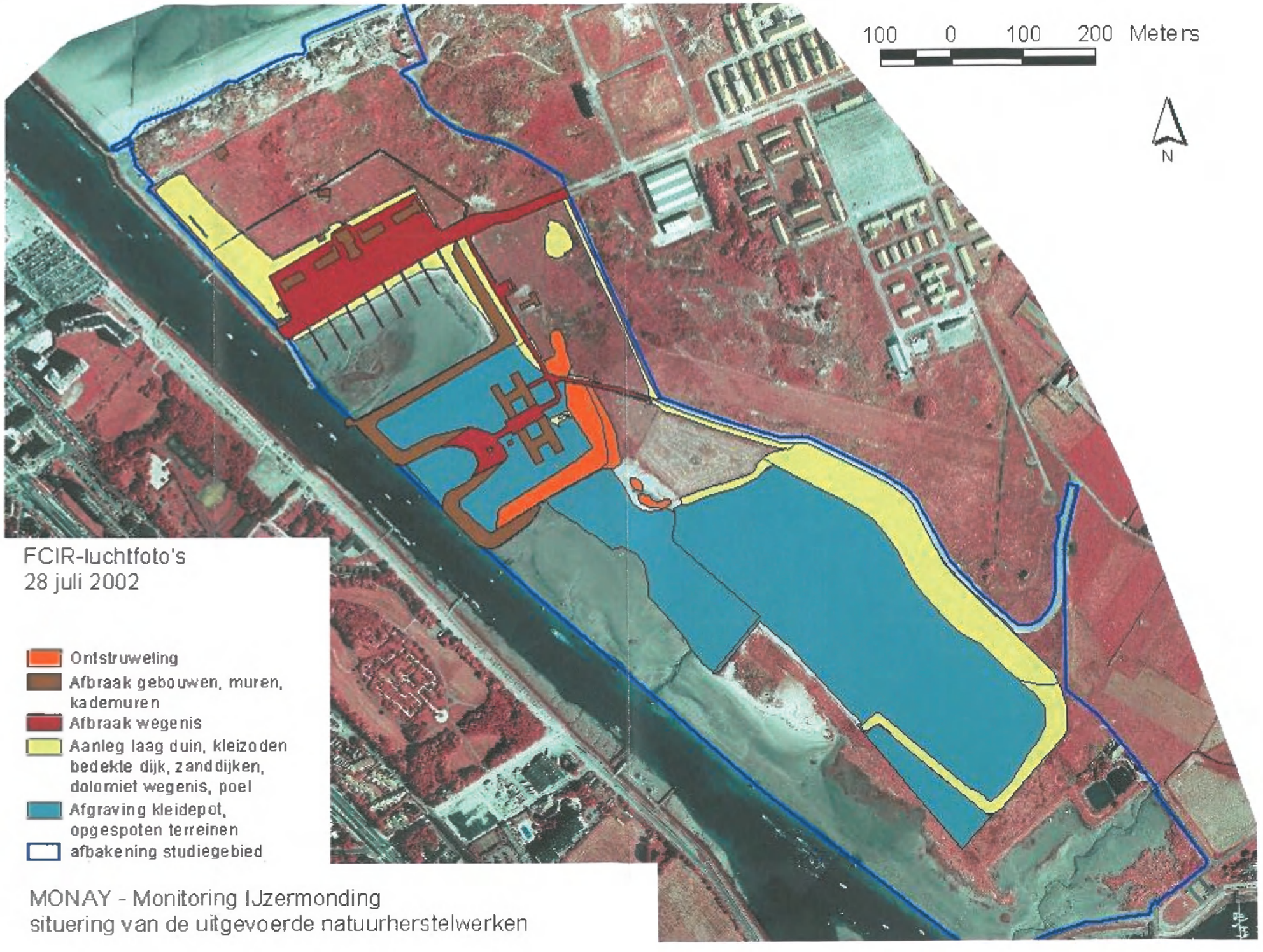
Bijlage 14.7 Seizoensmaxima van de belangrijkste steltlopersoorten, periode 1988-2004.

	88/89	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04
Scholekster	465	897	3725	1585	906	640	576	887	725	554	791	765	991	1105	939	876
Kluut	6	2	1	1	2	1	1	17	4	0	1	1	21	11	2	23
Bontbekplevier	110	139	167	99	106	105	95	111	109	56	127	61	88	116	61	138
Bontbekplevier *winter*	24	27	24	23	20	18	38	27	26	29	12	21	24	28	36	36
Strandplevier	29	29	31	22	13	18	8	4	6	2	4	1	2	5	2	1
Zilverplevier	112	86	210	163	133	116	109	169	112	108	116	125	108	133	109	118
Goudplevier	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	2	22	1386
Kievit	0	0	0	0	0	0	0	0	14	6	3	14	0	1605	1330	2850
Kanoetstrandloper	7	10	47	14	1	1	4	4	10	14	10	5	56	37	9	11
Drieteenstrandloper	125	255	34	175	157	28	17	34	408	99	73	121	28	45	35	79
Kleine Strandloper	7	11	11	11	2	3	1	4	56	2	26	3	3	57	2	1
Krombekstrandloper	12	1	11	12	3	14	3	9	15	3	15	13	6	26	5	7
Paarse Strandloper	19	19	21	23	20	15	9	23	17	25	28	31	>11	23	19	31
Bonte Strandloper	670	581	2500	1010	610	790	788	1351	1155	996	996	1530	1105	2040	1973	1446
Kemphaan	57	100	60	14	29	0	0	81	172	54	3	27	600	25	580	175
Grutto	2	3	1	1	5	1	3	3	3	6	3	1	1	2	11	2
Rosse Grutto	27	3	21	40	4	19	21	12	7	13	7	12	9	134	33	20
Regenwulp	5	3	1	2	3	0	4	7	5	12	9	2	3	12	10	16
Wulp	450?	55	59	77	186	78	95	1329	192	108	151	102	211	402	1272	145
Zwarte Ruiter	3	2	1	1	1	1	3	3	6	5	1	2	2	4	1	4
Tureluur	89	98	110	103	326	104	114	207	104	123	150	176	252	290	221	233
Tureluur *winter*	89	98	110	103	103	104	114	98	73	123	130	129	153	212	221	126
Groenpootruiter	2	5	1	5	2	2	15	12	5	2	1	3	3	11	42	12
Oeverloper	10	22	10	19	55	23	25	56	98	46	62	98	49	79	84	35
Steenloper	171	206	384	286	231	276	251	312	282	385	590	500	537	651	715	540
Totaal aantal steltlopers (maxima)	1534	2027	6782	3066	1790	1874	1557	2619	2091	2375	2353	2969	2070	4294	4387	6409

Kaartbijlage 3.2 - Vlaams natuurreservaat De IJzermonding, vegetatiekartering voordat natuurherstelwerken werden uitgevoerd, o.b.v. Hoffmann et al. (1996); kartering vertrekkend van FCIR-luchtfotoreeksen van 10 juli en 3 augustus 1994, veldkartering dateert van de zomer van 1996; de veldkartering gebeurde door Matthias Hoys. In tabel 3.2 worden de karteringscodes nader omschreven.

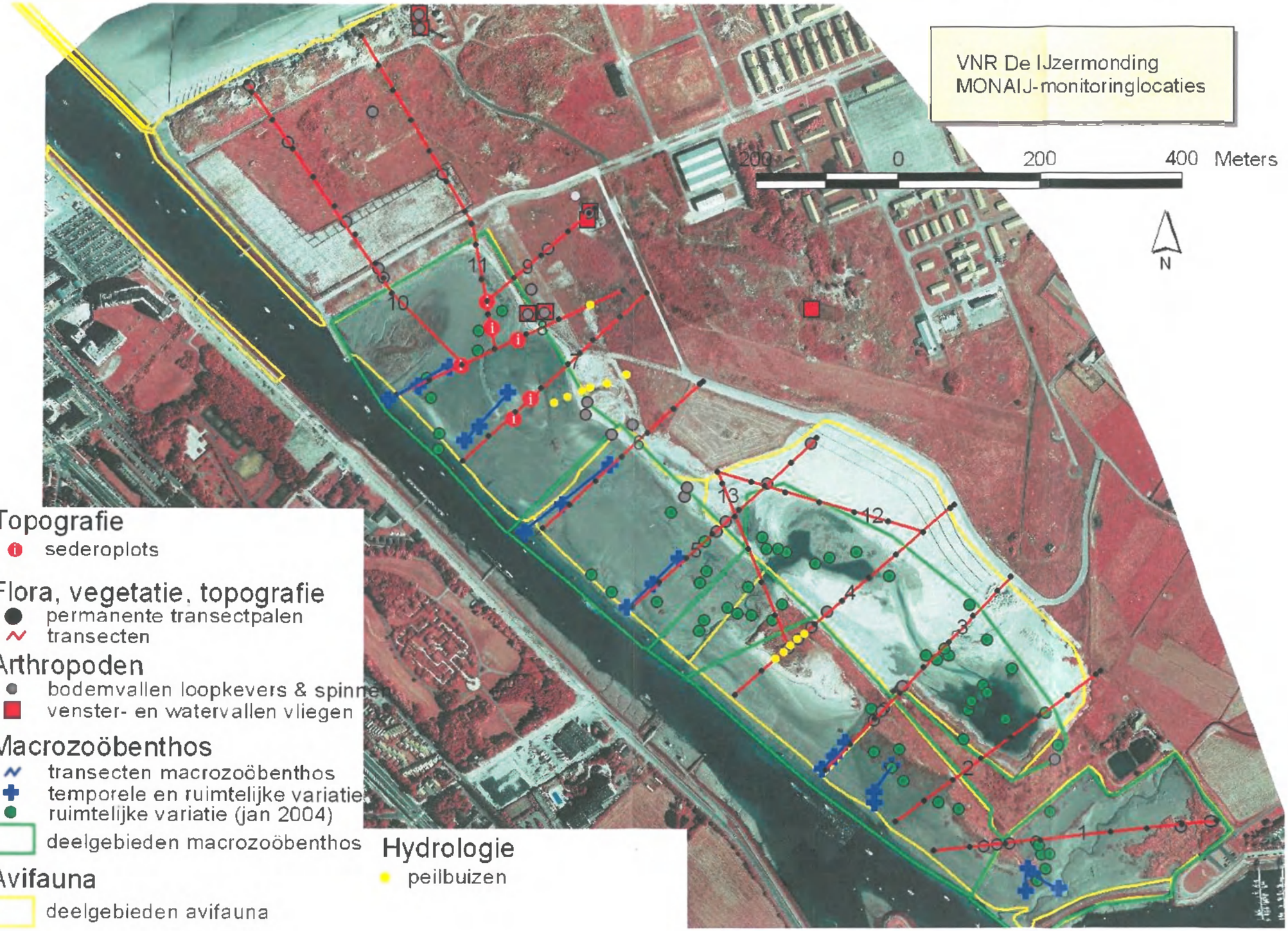


Kaartbijlage 5.1 - VNR De IJzermonding, situering van de tussen 1999 en 2003 uitgevoerde natuurherstelwerken; verscheidene ingrepen overlappen elkaar, belangrijk is dat alle ingekleurde gebiedsdelen ingrijpende veranderingen ondergingen; die de oorspronkelijke vegetatie integraal deed verdwijnen.

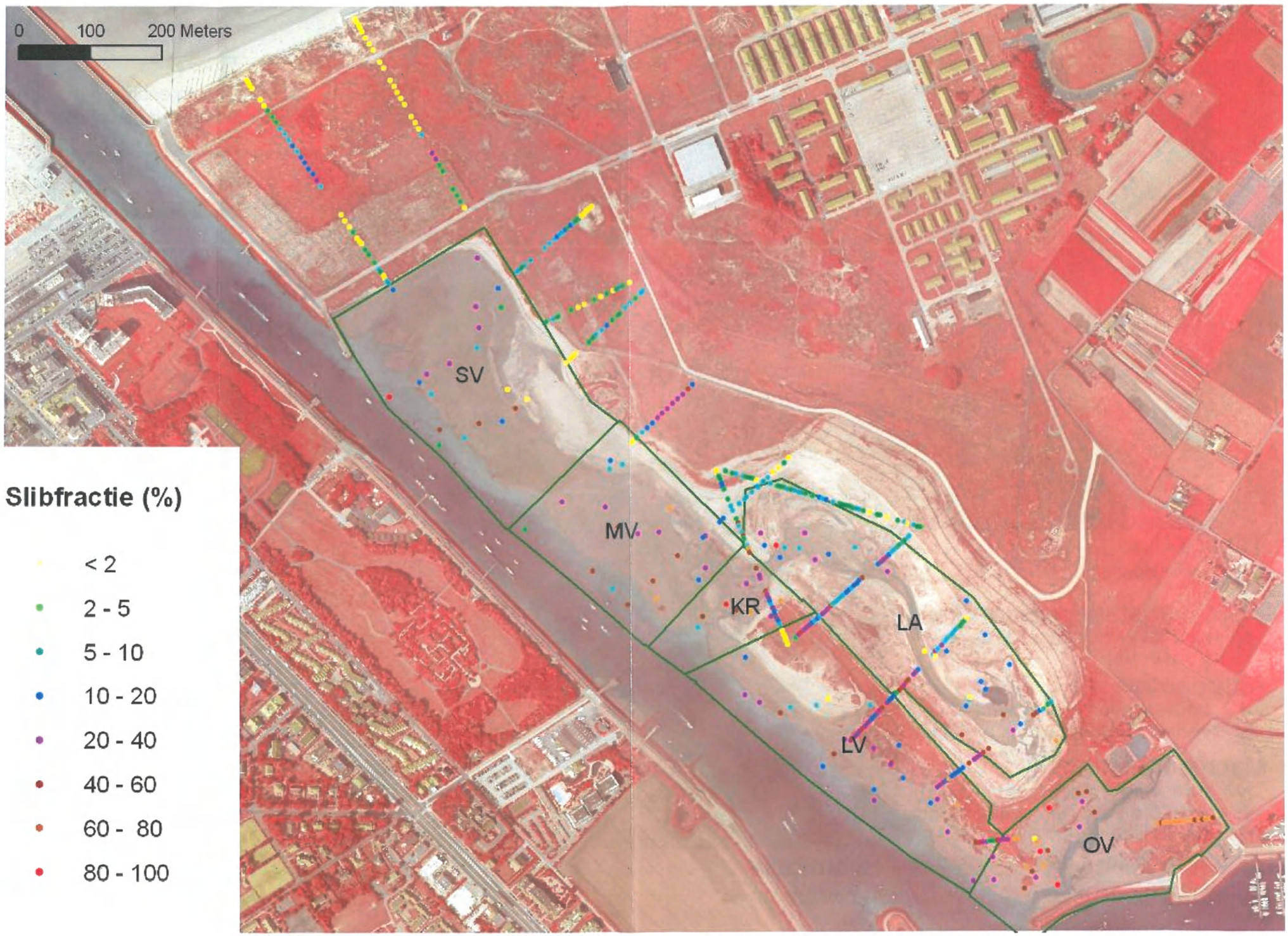


MONAY - Monitoring IJzermonding
situering van de uitgevoerde natuurherstelwerken

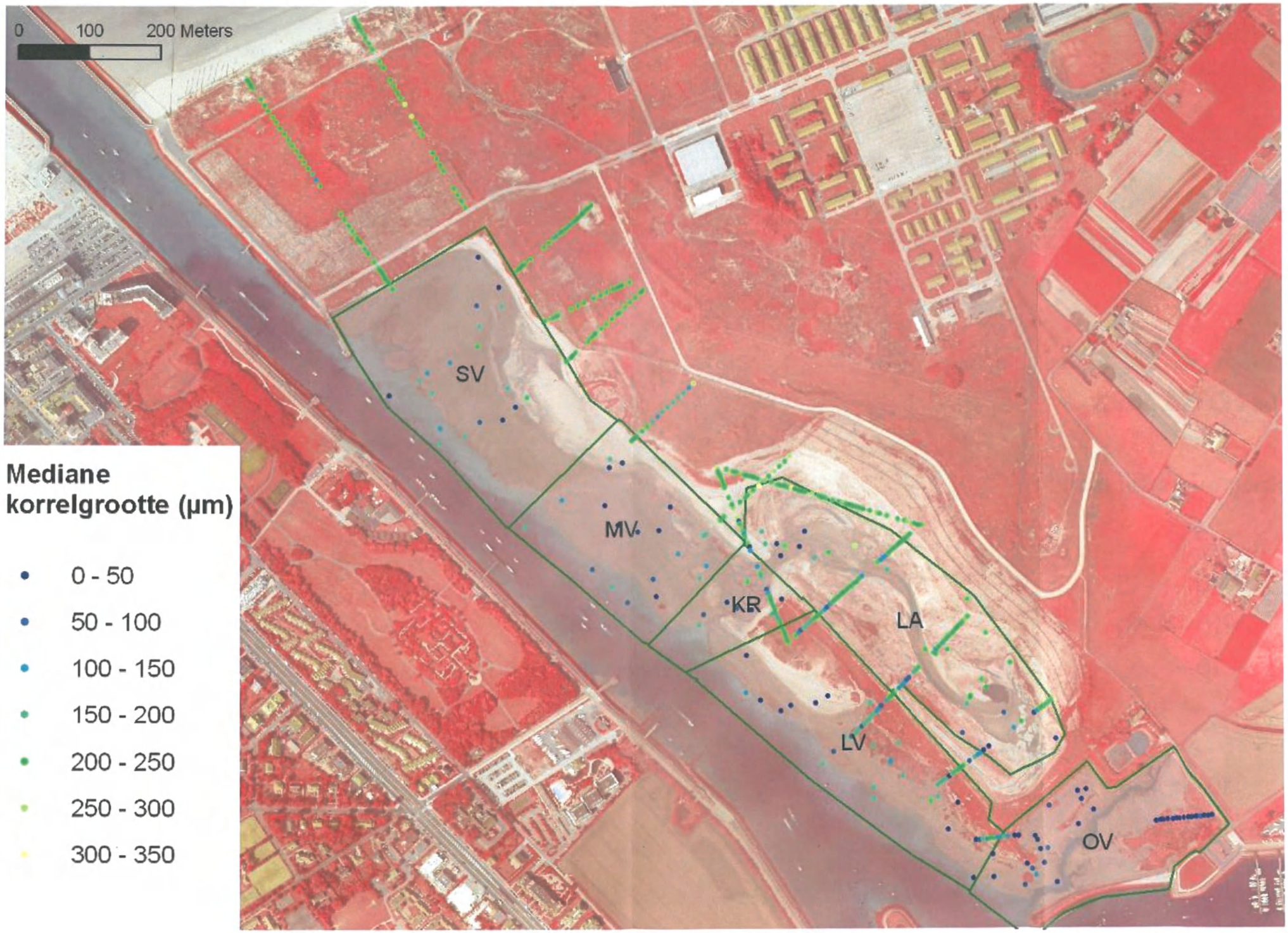
Kaartbijlage 6.1 – VNR De IJzermonding, monitoringlocaties en -transecten gebruikt voor de verschillende condities en responsvariabelen, met waarnemingspunten voor het arthropodenonderzoek op schor en duin, de deelgebieden onderscheiden voor het gebiedsdekkend avifaunadeel en de geïnterpreteerde deelgebieden voor de macrozoöbenthosstudie gebaseerd op een visuele inschatting van de storingsgraad van het betreffende intertidale gebied en de bemonsteringspunten voor de ruimtelijke en temporele variatie in de macrozoöbenthosfauna; als achtergrond wordt de toestand op 28 juli 2002 weergegeven (FCIR-luchtfoto).



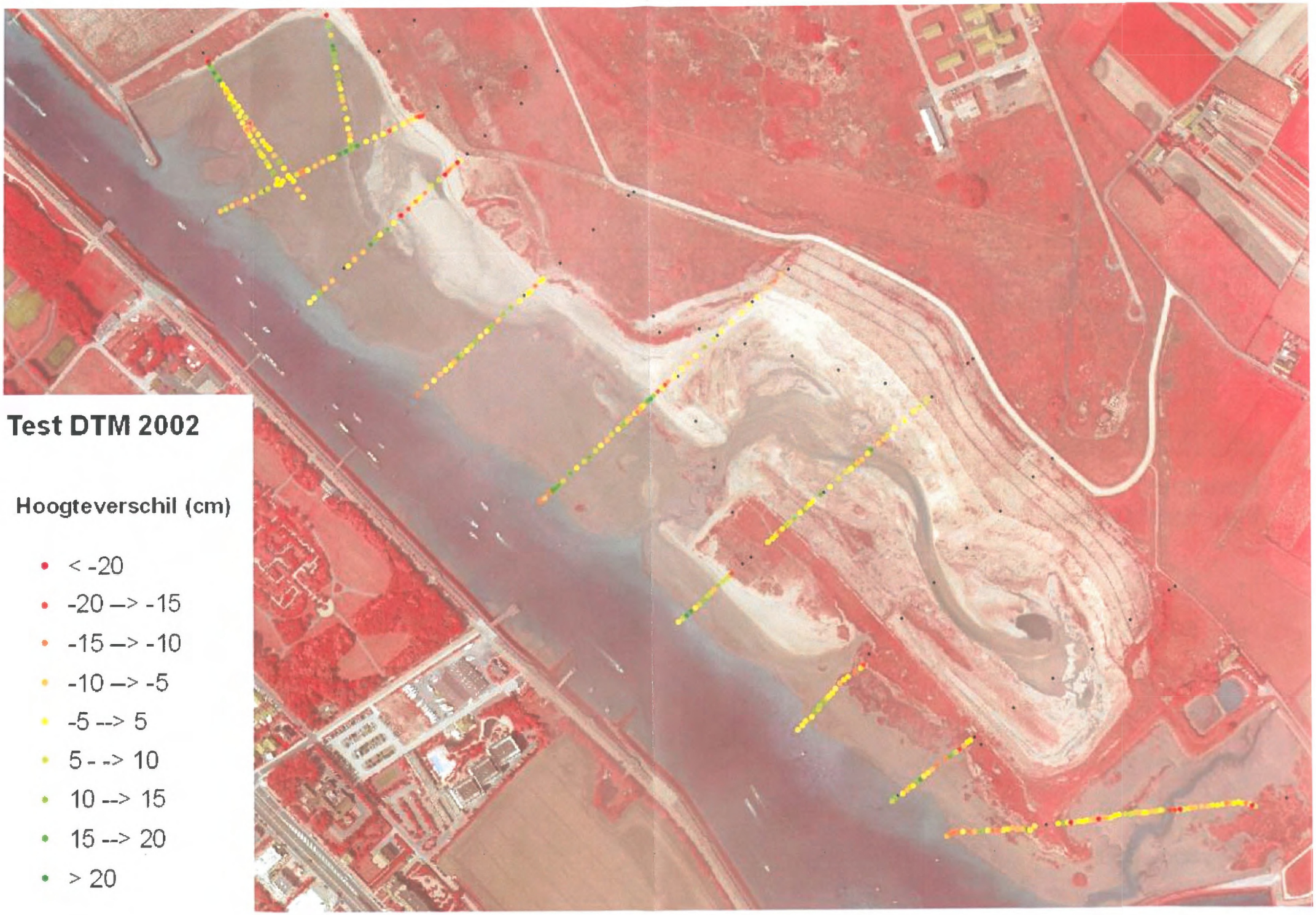
Kaartbijlage 7.7 - Ruimtelijke voorstelling van de slibfractie (in %) met aanduiding van de verschillende deelzones uit het benthosonderzoek (staalname in 2004 en het vegetatieonderzoek van 2005 van de bovenste 10 cm van het substraat.



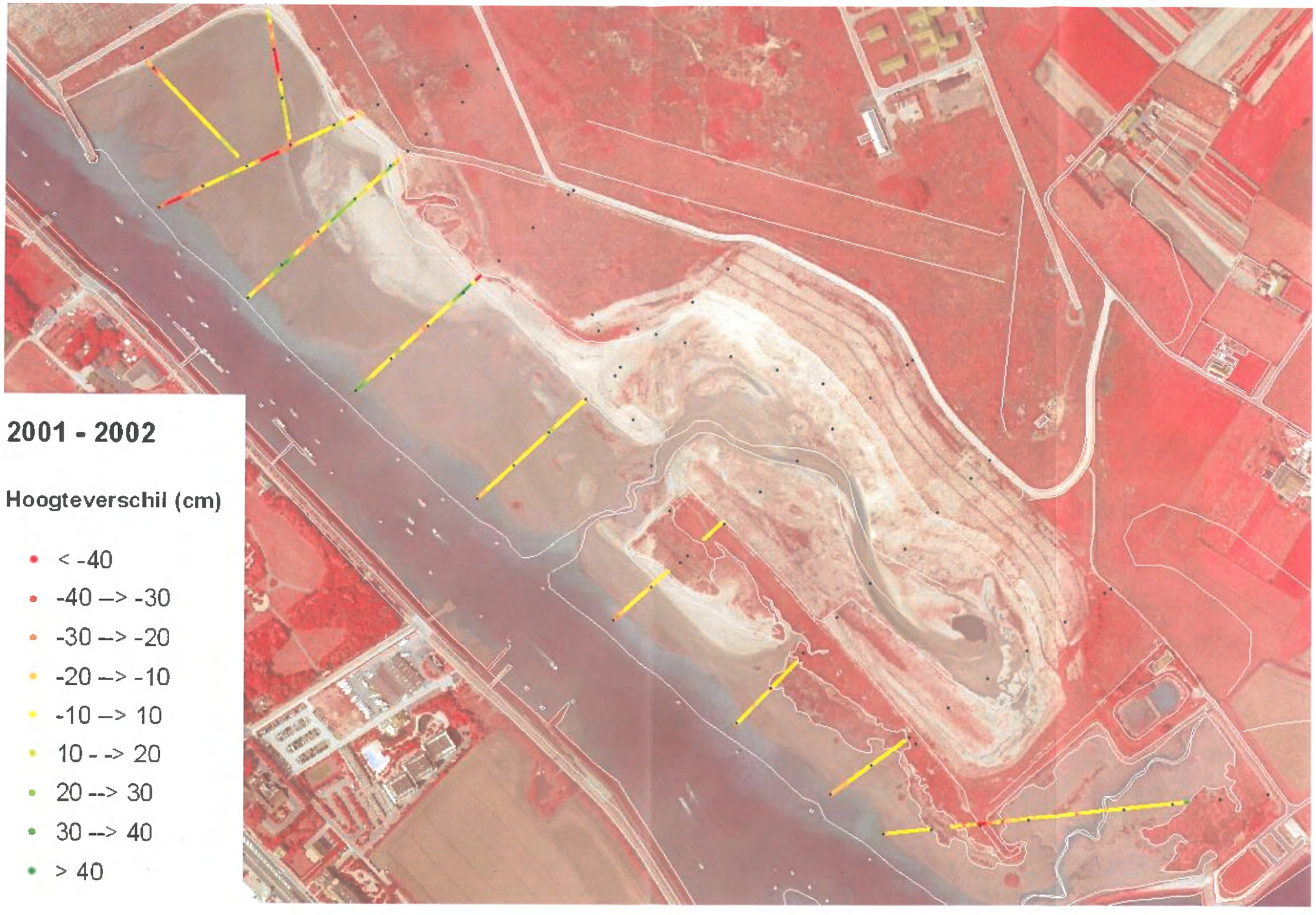
Kaartbijlage 7.8 - Ruimtelijke voorstelling van de mediane korrelgrootte (in µm) met aanduiding van de verschillende deelzones uit het benthosonderzoek (staalname in 2004 en het vegetatieonderzoek van 2005 van de bovenste 10 cm van het substraat.



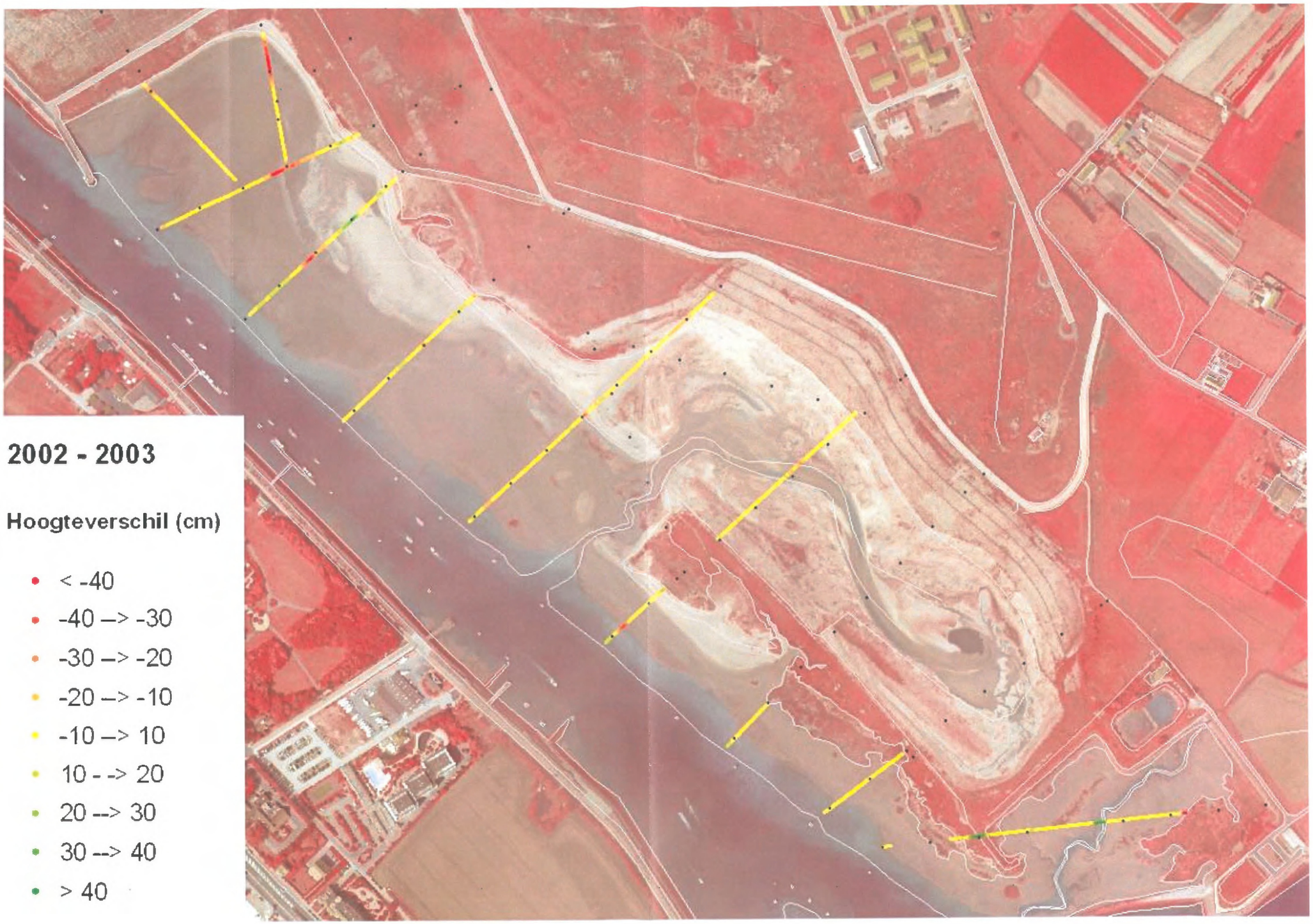
Kaartbijlage 7.14 - Afwijking van de ingemeten terreinhoogtes ten opzichte van het DTM (2002).



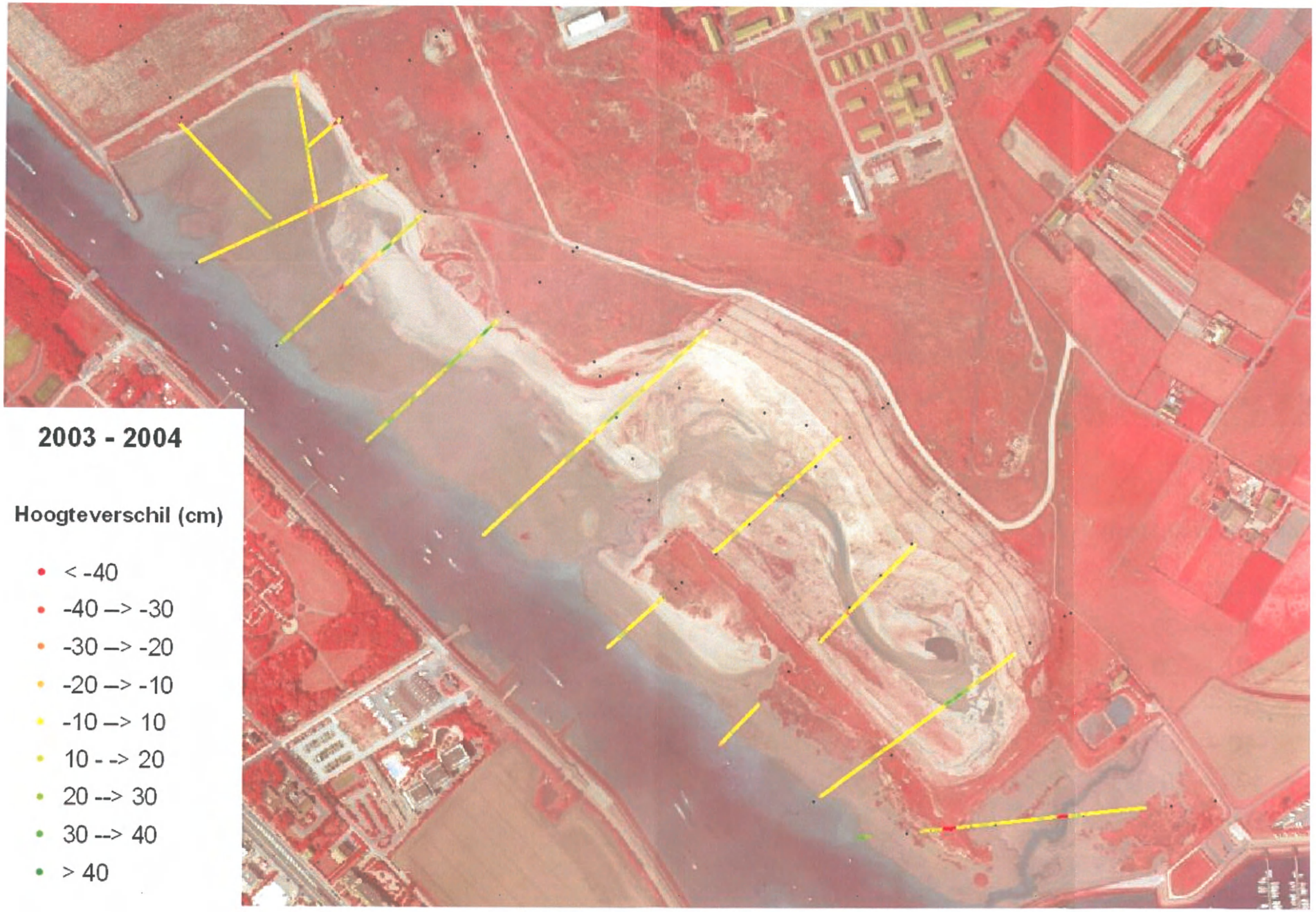
Kaartbijlage 7.15(a) - Verschillen tussen de geïnterpoleerde hoogtemetingen van de transecten, vergelijking 2001-2002.



Kaartbijlage 7.15(b) - Verschillen tussen de geïnterpoleerde hoogtemetingen van de transecten, vergelijking 2002-2003.



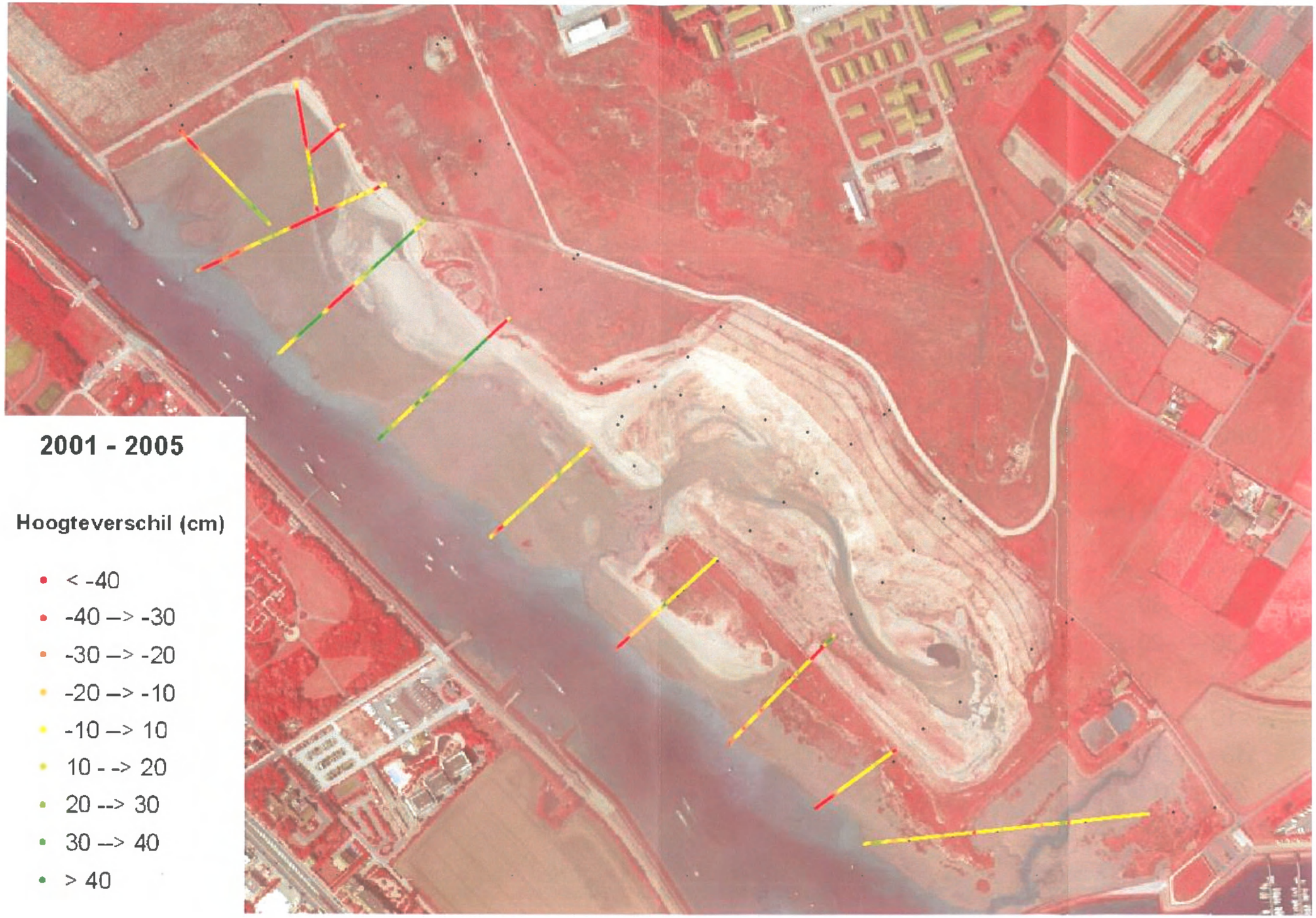
Kaartbijlage 7.15(c) - Verschillen tussen de geïnterpoleerde hoogtemetingen van de transecten, vergelijking 2003-2004.



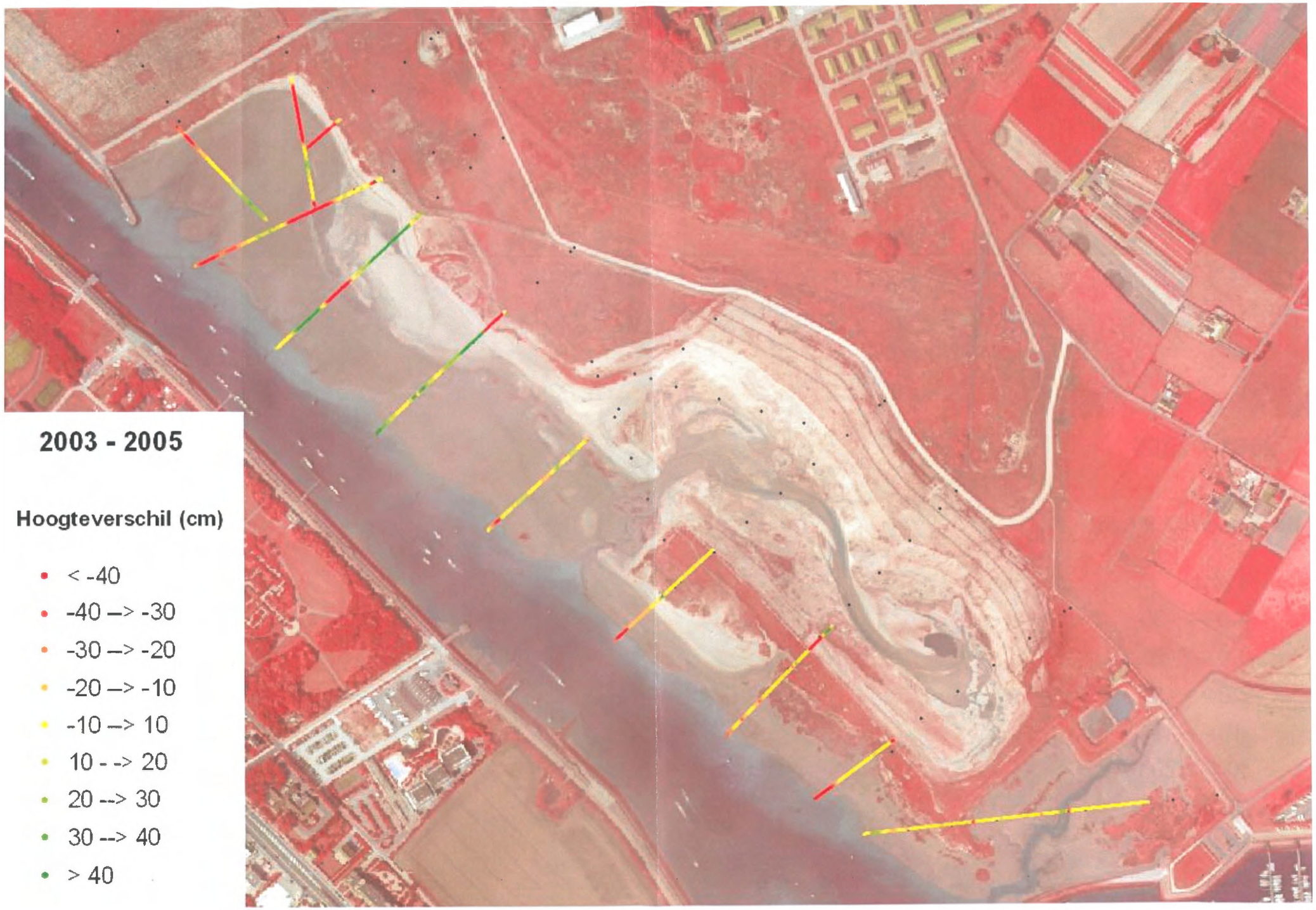
Kaartbijlage 7.15(d) - Verschillen tussen de geïnterpoleerde hoogtemetingen van de transecten, vergelijking 2004-2005.



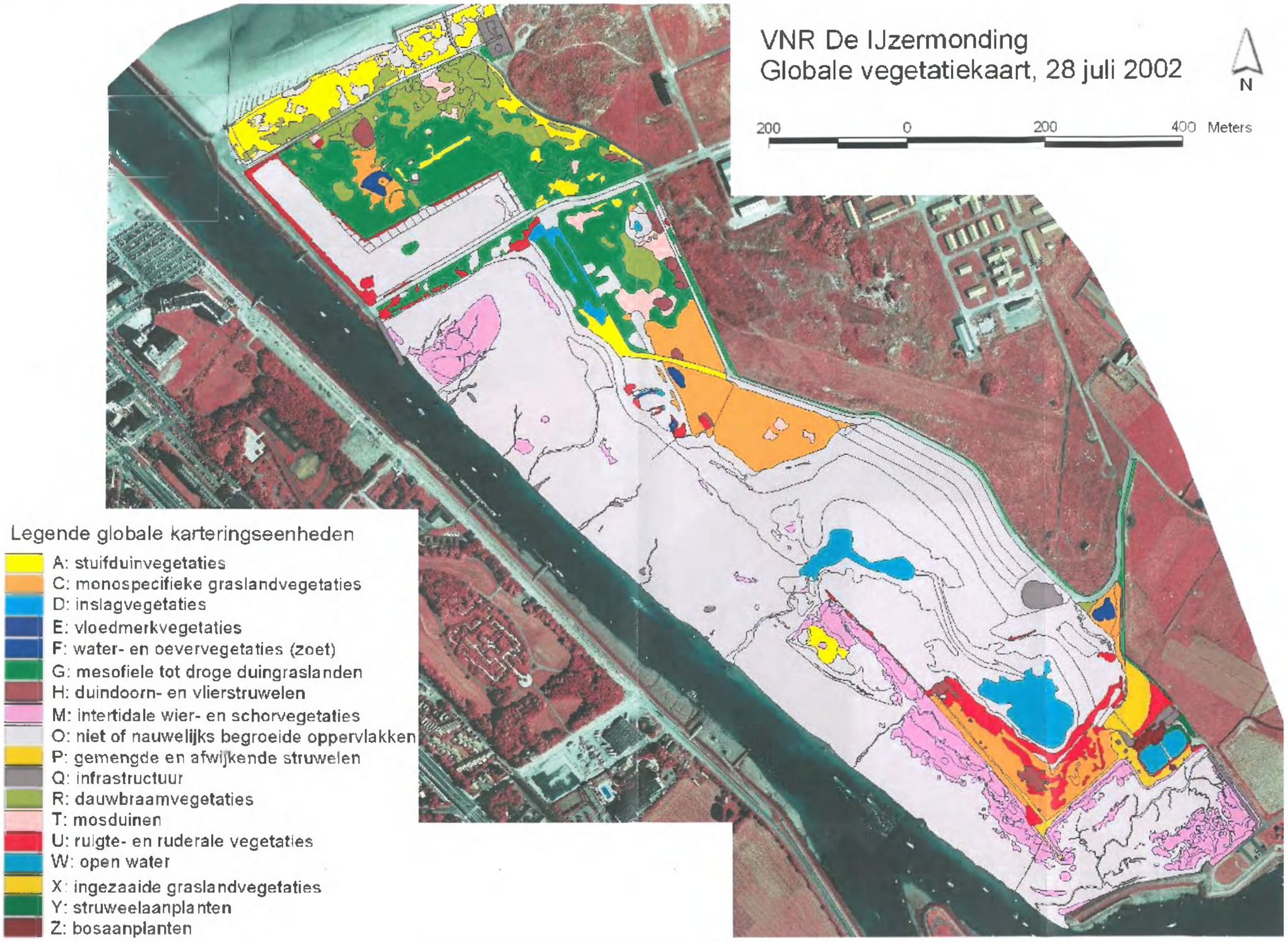
Kaartbijlage 7.15(e) - Verschillen tussen de geïnterpoleerde hoogtemetingen van de transecten, vergelijking 2001-2005.



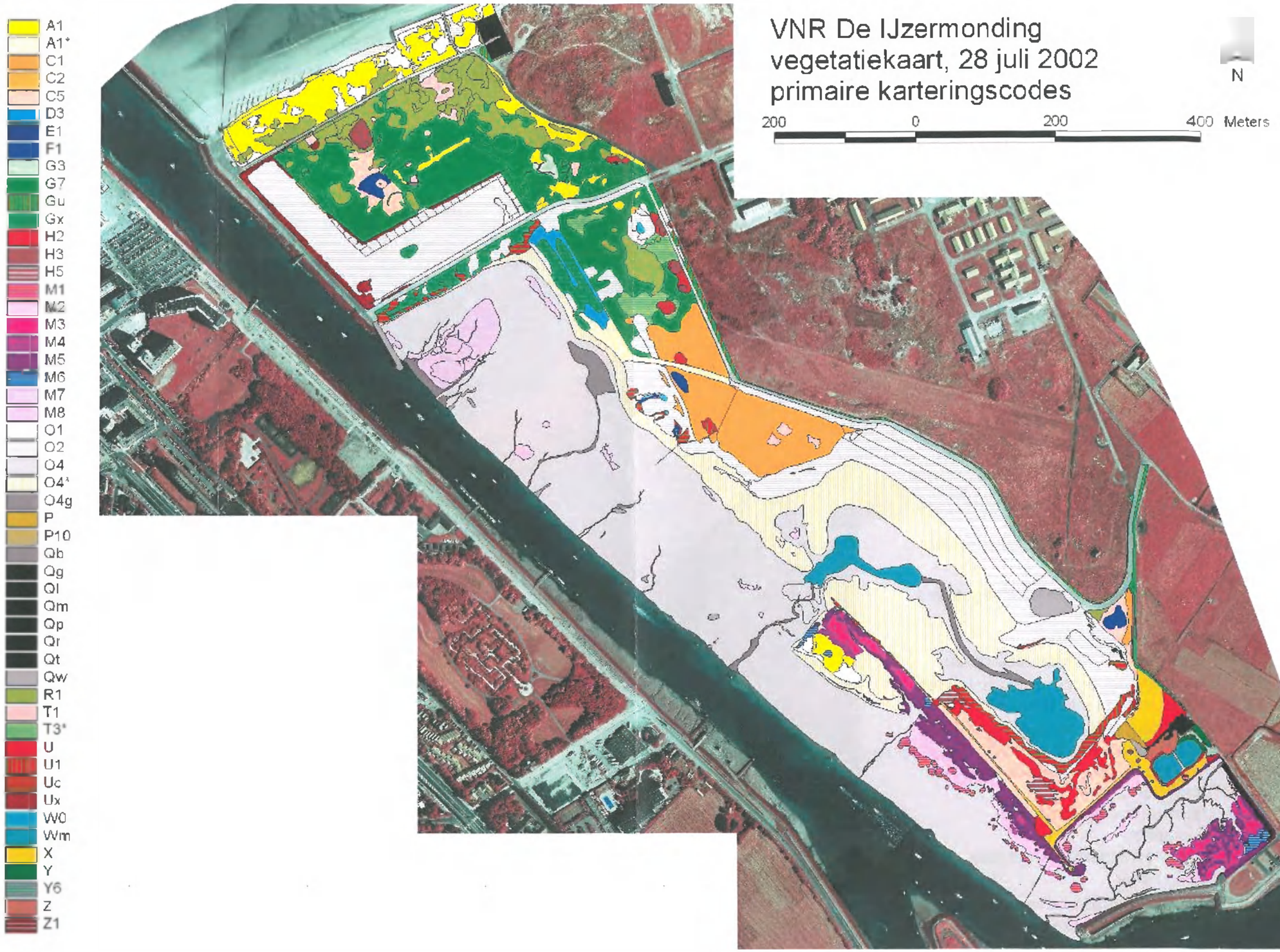
Kaartbijlage 7.15(f) - Verschillen tussen de geïnterpoleerde hoogtemetingen van de transecten, vergelijking 2003-2005



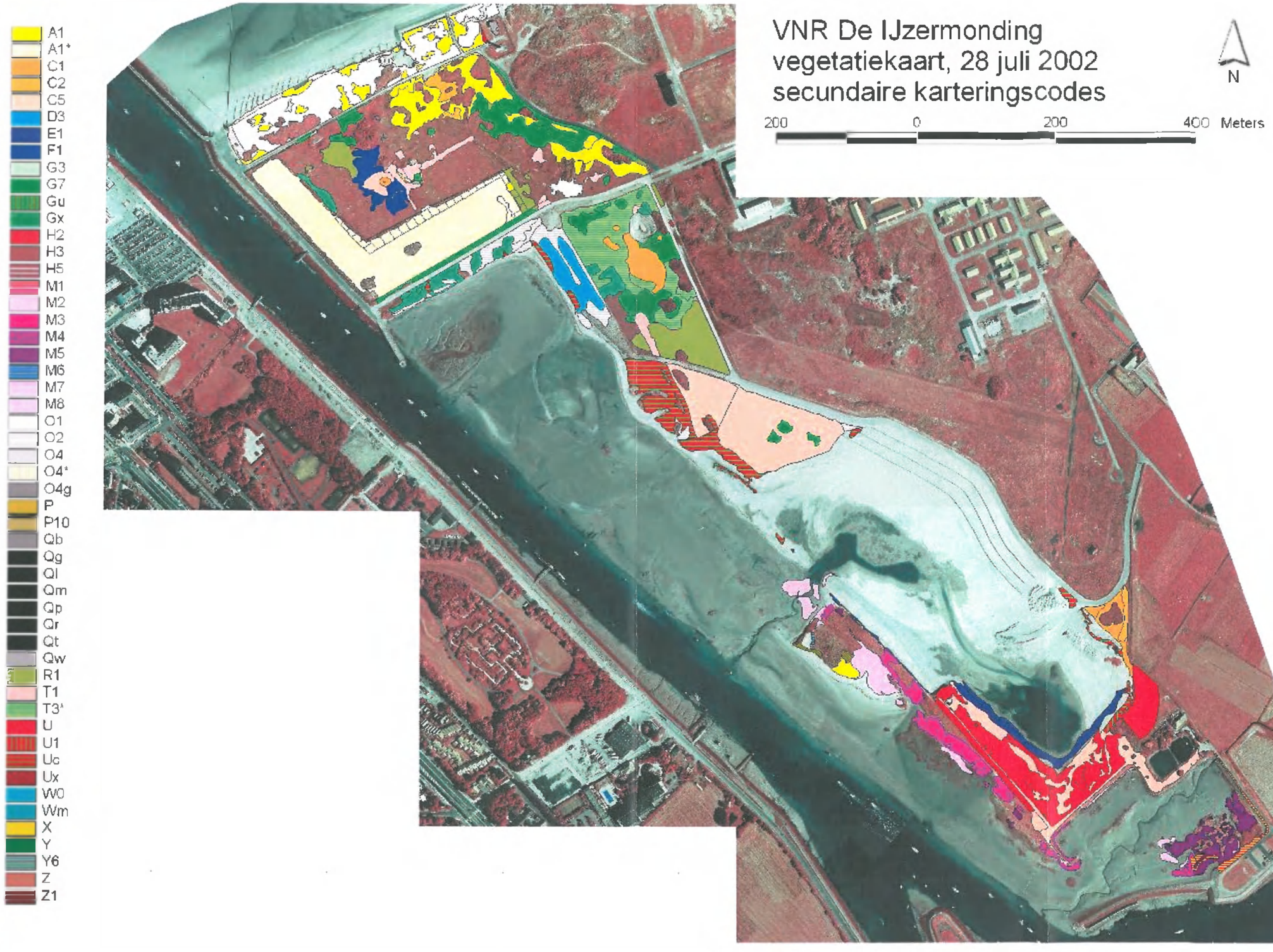
Kaarthijlage 11.45 – VNR De IJzermonding, globale vegetatiekaart op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.



Kaartbijlage 11.46 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van primaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.



Kaartbijlage 11.47 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van secundaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.



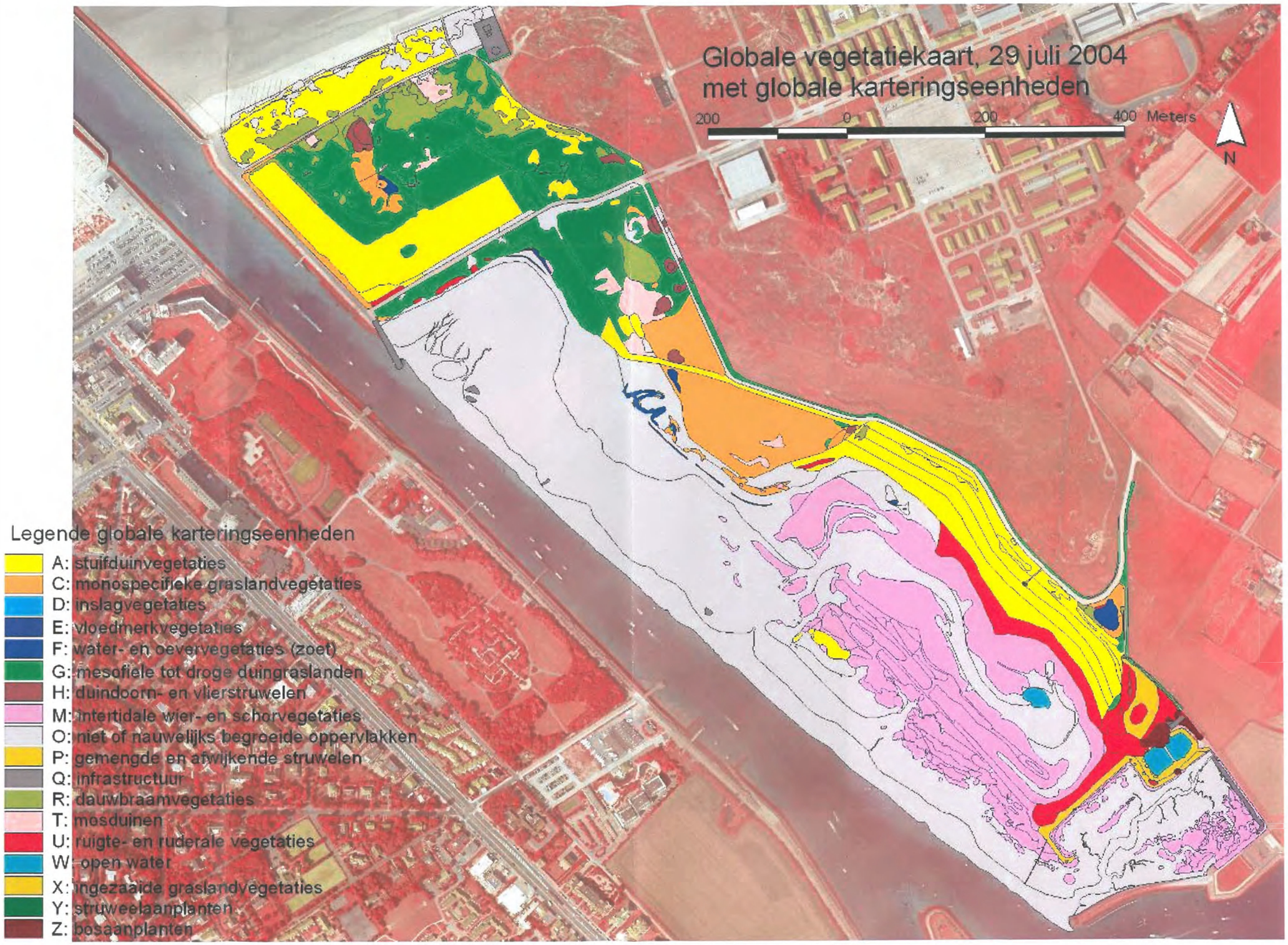
Kaartbijlage 11.48 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van tertiaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002



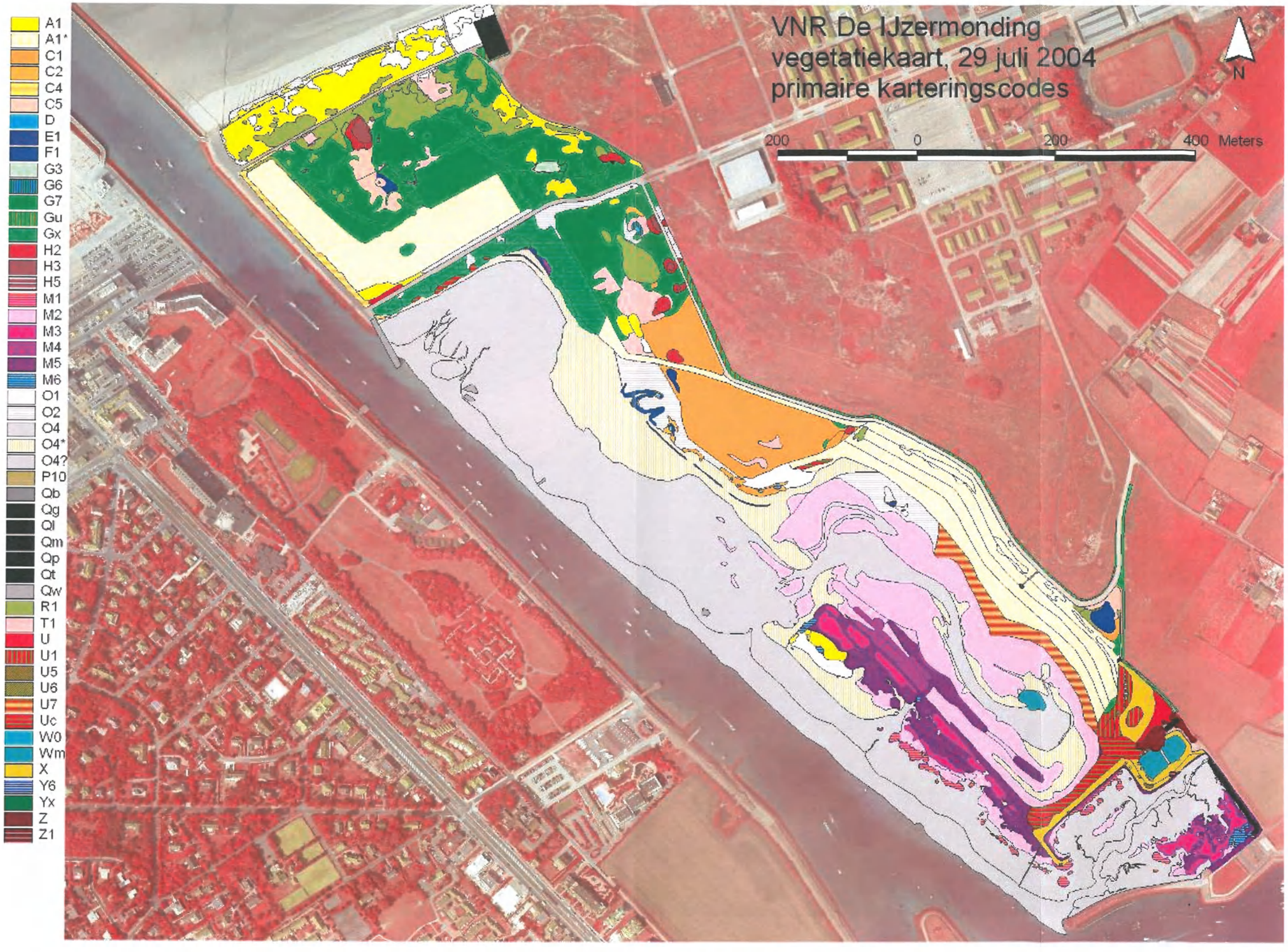
Kaartbijlage 11.49 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van quaternaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 28 juli 2002.



Kaartbijlage 11.50 – VNR De IJzermonding, globale vegetatiekaart op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004



Kaartbijlage 11.51 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van primaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.



Kaartbijlage 11.52 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van secundaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004



Kaartbijlage 11.53 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van tertiaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004



Kaartbijlage 11.54 – VNR De IJzermonding, vegetatiekaart van quaternaire karteringscodes op basis van FCIR-luchtfotoreeks van 29 juli 2004.



Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds). 2005. p. 269-278
Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International Conference on Nature Restoration
Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005
VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 pp.

The importance of seed bank knowledge for the restoration of coastal plant communities – a case study of salt marshes and dune slacks at the Belgian coast

Beatrijs Bossuyt[1], Els Stichelmans[1] and Maurice Hoffmann[1,2]

[1] Terrestrial Ecology Unit, Department of Biology, University of Ghent
Ledeganckstraat 35, B-9000 Ghent, Belgium
E-mail: Beatrijs.Bossuyt@UGent.be

[2] Research Group Landscape Ecology and Nature Management, Institute of Nature Conservation
Kliniekstraat 25, B-1070 Brussels, Belgium

Abstract

Knowledge on seed bank density and species composition is crucial for predicting the probability that target species will establish in the plant community on a restored site. A general overview of data available for plant species occurring in coastal plant communities showed that information on seed persistence is up to now very limited. The available data suggest that restoration of coastal plant communities cannot rely on the seed bank, except for annual species of salt marshes, and that the seed bank is to a large extent composed of species of nutrient rich habitats. This was confirmed by two case studies in dune slacks and salt marshes on the Belgian coast. Seed density in dune slacks was found to be relatively high, but the seed bank contained almost exclusively seeds of species of nutrient rich habitats, resulting in a very low similarity ratio between seed bank and vegetation. Germination from the seed bank would rather hamper the establishment of target species because competitive pressure imposed by fast growing species of nutrient rich habitats would increase. In salt marshes, the similarity between seed bank and vegetation was higher, because there is a higher contribution of typical salt marsh species in the seed bank, although not all target species are equally represented. To allow predictions of future species composition on restored sites, seed bank studies should be an essential part of each coastal restoration project.

Keywords: Ecological group; Seed longevity index; Seed persistence; Target species; Dune slack; Salt marsh.

Introduction

Coastal plant communities, such as salt marshes, dune slacks and dune grasslands, contain several species that are endangered in a West-European context (Bakker *et al.* 2002, Grootjans *et al.* 1999). To avoid extinctions of these populations, it will be necessary to conserve the remaining habitats, and to restore habitats and disappeared plant communities. On restored sites, target species can establish in the plant community through dispersal from source plant communities, or through germination from viable

seeds in the soil seed bank (Bakker and Berendse, 1999). This soil seed bank can also contain seeds of non target species, which may rather hamper the establishment of target species by interspecific competition (Bossuyt *et al.*, 2002). Knowledge of the seed bank composition of the site to be restored and the seed persistence characteristics of plant species of the target communities is hence essential to predict restoration success.

This knowledge is however very limited for coastal plant communities (Bekker *et al.*, 1999; Owen *et al.*, 2001; Wolters and Bakker, 2002). Some studies on temperate salt marshes concluded that the seed bank contained mainly annual species, and that the dominant perennial species in the vegetation were not present in the seed bank (Ungar and Woodell, 1993; Ungar and Woodell, 1996; Egan and Ungar, 2000; Wolters and Bakker, 2002). This results in a low similarity between seed bank and vegetation. Seed densities in temperate salt marshes ranged from 936 to 15,605 seeds.m^{-2}, with mainly seeds of *Juncus gerardii, Glaux maritima, Salicornia* sp. *Spergularia maritima* and *Suaeda maritima* (Ungar and Woodell 1993; 1996; Egan and Ungar, 2000; Wolters and Bakker, 2002). In contrast, studies on arctic salt marshes found a dominance in the seed bank of perennial graminoid species and a higher seed density, up to 83,953 seeds.m^{-2} (Jutila, 1998; Chang *et al.*, 2001; Jutila, 2001).

In dune slacks and dune grasslands, the seed bank is mainly composed of non target species of nutrient rich habitats (Bekker *et al.*, 1999; Owen *et al.*, 2001; Bossuyt and Hermy, 2004). Seed densities in dune slacks increased with increasing slack age, up to 14,646 seeds.m^{-2} (Bekker *et al.*, 1999; Bossuyt and Hermy, 2004), while seed densities in dune grassland were found to be very low (three seeds. m^{-2}) (Owen *et al.*, 2001). Also in early successional dune habitats where there is still frequent sand movement by wind erosion, the seed bank is as good as absent (eight seeds.m^{-2}) (Looney and Gibson, 1995).

From the results of these studies, it seems that relying on germination from the seed bank for restoration of coastal plant communities is at least to be questioned. A general overview and comparison of the possibilities in different coastal plant communities is however still lacking. Therefore, the objectives of this study are:

- providing a general overview of the data available on seed persistence characteristics of species of coastal plant communities;
- comparing seed bank and vegetation composition in two plant communities at the Belgian coast: dune slacks and salt marshes;
- discussing the potential of the seed bank for restoration possibilities of coastal plant communities.

Material and methods

General overview of seed bank knowledge

We derived a list of 274 diagnostic and differentiating species occurring in coastal plant communities based on Schaminée *et al.* (1996; 1998) and Stortelder *et al.* (1999). For each of the 274 species the number of records available in the database of Thompson *et al.* (1997) was calculated. For species with at least five records, we calculated the average seed longevity index (SLI) (Bekker *et al.*, 1998). The seed longevity index

varies between 0 and 1 and is a measure for the longevity of the seeds in the soil. Then, all species were assigned to one of the seven following ecological groups, based on Cosyns *et al.* (1994): species of beaches and dunes with sand movement, species of mud flats and tidal salt marshes, species of nutrient rich marshes and grasslands, species of medium nutrient rich grasslands, species of nutrient poor calcareous rich marshes and grasslands, species of nutrient poor marshes and grasslands with acid soils, species of forest edges and clearings and species of shrub and forest vegetations. For each ecological group, we calculated the average number of records available and the average SLI for species for which at least five records are available.

Case studies

The study area for the dune slack seed bank study consisted of two nature reserves [Ter Yde (260ha) and the Westhoek (340 ha)] near the western Belgian coastline. In each reserve, the management aims at the conservation and restoration of dune slack vegetation. Management measures include mechanical removal of *Hippophae rhamnoides* shrubs, mowing, grazing and in some cases small scale sod cutting or topsoil removal. Dune slack vegetation consists of a mixture of forb and graminoid species, in a matrix of small shrubs. For each slack in the region, information concerning date of origin was available.

We selected 20 slacks in different successional stages, ranging from 5 to 55 years. Vegetation data were collected during the summer of 2001 in a variable number of 1x1m plots in each slack. In each plot, the cover of all species was estimated with a decimal scale. A total of 228 plots was surveyed. Seed bank data were collected by a seedling germination method in October 2002. In each slack, again a variable number of randomly positioned 1x1m plots was sampled. In each plot, 10 samples were taken at random with an auger of 3.5cm diameter down to 10cm depth, after removal of the litter layer. A total of 134 plots was sampled for seed bank analysis. The soil samples were sown and brought into favourable conditions for germination, and the germinated seedlings were identified and counted. For four age classes of dune slacks (less than 10 years old, 10-20 years, 20-30 years and more than 30 years), we calculated the contribution of the seven ecological groups in the vegetation and the seed bank, by dividing the sum of the cover or the number of seeds of the species of each ecological group in each plot by the total cover or number of seeds found in that plot. We also calculated a similarity ratio (van Tongeren, 1995) between vegetation and seed bank for each age class, based on relative abundance values.

Salt marsh data were collected in the nature reserve the Yzermonding (128ha). A restoration project of estuarine habitats has been realized between 1999 and 2003, creating an intertidal area of ca. 28ha with potential estuarine mudflat and salt marsh. To estimate seed bank potentials, vegetation and seed bank data of the relict salt marsh area of 4ha were collected in 2001 in 30 plots, divided over six vegetation types (see Table II). In each plot, the cover of all species was estimated with a decimal scale. Seed bank data were also collected by a seedling germination method, analogous to the study in the dune slacks. In the salt marshes, 20 soil samples of the upper 7cm of the soil were taken in each plot with an auger of 5cm diameter. In a similar way as described above, we

calculated the contribution of the seven ecological groups in the vegetation in the seed bank for the six vegetation types. Here also, the similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation was calculated for each vegetation type.

Results

General overview of seed bank knowledge

From the 274 diagnostic and differentiating species described from coastal plant communities, species of nutrient rich marshes and grasslands are the best represented in the database of Thompson *et al.* (1977), with an average of 21 records for 61 species (Fig. 1). In contrast, very few information is available of species of beach habitat, salt marshes, medium nutrient rich grasslands and forest and shrub vegetation, with on average less than five records in the database. This means that the seed longevity index can not be calculated for the majority of the species growing in these habitats.

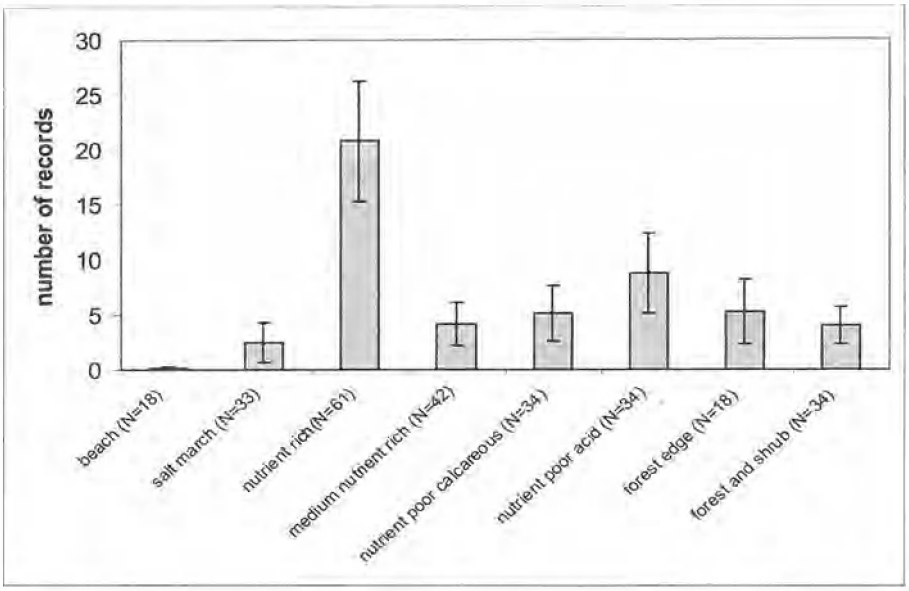


Fig. 1. Average number of seed bank records in the database of Thompson et al. *(1997) for species of seven ecological groups, considered diagnostic or differentiating for coastal plant communities. The 95% confidence interval is indicated.*

The average seed longevity index was highest for species of salt marshes, species of nutrient poor acid habitats and species of nutrient rich and medium nutrient rich grassland and marshes (Fig. 2). The seed longevity index was lower for species of nutrient poor, calcareous rich habitats and forest edges, although the differences were not significant, and very low for forest and shrub species.

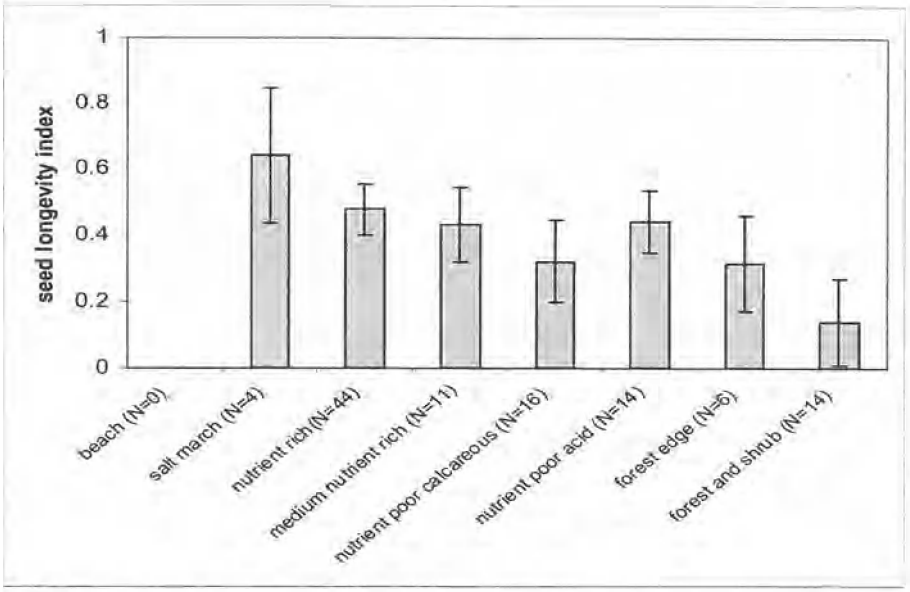


Fig. 2. Average seed longevity index for species of seven ecological groups considered diagnostic or differentiating for coastal plant communities. The 95% confidence interval is indicated.

Case studies

There were 132 species recorded in the vegetation of the dune slack plots and 56 species germinated from the dune slack seed bank samples, of which 52 occurred both in vegetation and seed bank. The total number of seedlings found corresponded with an overall seedling density of 2345 seeds.m^{-2}, ranging from 339 seeds.m^{-2} in the youngest slack to 9160 seeds.m^{-2}. The most abundant species in the seed bank were *Juncus articulatus* (578 seeds.m^{-2}), *Urtica dioica* (267 seeds.m^{-2}), *Eupatorium cannabinum* (205 seeds.m^{-2}), *Lythrum salicaria* (232 seeds.m^{-2}) and *Mentha aquatica* (173 seeds.m^{-2}).

Species of nutrient rich marshes and grasslands made up approximately 50% of the cover in the vegetation, while their seeds counted for 68 up to 98% of the total seed content of the seed bank, depending on the age class (Table I). Species of medium nutrient rich and nutrient poor calcareous grassland and marshes have also an important contribution in the vegetation, while they are badly represented in the seed bank, although their importance in the seed bank increases with slack age. The specific target dune slack species belong to these ecological groups. The similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation was very low, and increased with increasing slack age, up to 0.08.

Table I. Relative abundance (%) of species of seven ecological groups in the vegetation and the seed bank of dune slacks of four age classes

	Vegetation				Seed bank			
Age class (years)	< 10	10-20	20-30	> 30	< 10	10-20	20-30	> 30
Number of slacks	N=4	N=3	N=8	N=5	N=4	N=3	N=8	N=5
Beach	0	1	1	0	0	0	0	0
Salt marsh	0	0	0	0	0	0	0	0
Nutrient rich	48	44	49	47	96	81	68	86
Medium nutrient rich	15	30	18	19	3	13	3	2
Nutrient poor calcareous	17	9	10	14	0	0	1	6
Nutrient poor acid	9	7	10	8	0	2	5	4
Forest edge	6	6	7	7	1	5	22	1
Forest and shrub	4	4	4	4	0	0	0	0
Similarity ratio	0.04	0.05	0.07	0.08				

Table II. Relative abundance (%) of species of seven ecological groups in the vegetation and the seed bank of six plant community types in salt marshes

Vegetation type	SSt (N=5)	TSb (N=11)	TSm (N=2)	PPu (N=4)	Aae (N=5)	AAl (N=3)
			Vegetation			
Beach	0	5	11	13	29	26
Salt marsh	100	92	81	79	44	21
Nutrient rich	0	3	8	7	19	46
Medium nutrient rich	0	0	0	1	3	3
Nutrient poor calcareous	0	0	0	1	4	4
Nutrient poor acid	0	0	0	0	0	0
Forest edge	0	0	0	0	0	0
Forest and shrub	0	0	0	0	0	0
			Seed bank			
Beach	0	0	0	1	6	2
Salt marsh	13	55	47	52	47	17
Nutrient rich	80	41	39	20	32	60
Medium nutrient rich	0	0	1	0	5	14
Nutrient poor calcareous	0	1	1	1	2	7
Nutrient poor acid	0	0	0	0	0	0
Forest edge	7	3	11	26	8	1
Forest and shrub	0	0	0	0	0	0
Similarity ratio	0.12	0.66	0.38	0.11	0.07	0.14

SSt = Spartinion - *Spartinetum townsendii*; TSb = Thero-Salicornion - *Salicornietum brachystachyae*; TSm = Thero-Salicornion - *Suaedetum maritimae*; PPu = *Puccinellion maritimae* - *Puccinellietum maritimae* ; AAe = *Armerion maritimae* – *Atriplici-Elytrigietum pungentis*; AAl = *Atriplicion littoralis* - *Atriplicetum littoralis*.

In the vegetation of the salt marshes (Table II), 67 species were recorded, while overall seed density in the soils was 3014 seeds.m^{-2}, divided over 85 species. The most abundant

species were *Salicornia* sp. (516 seeds.m^{-2}), *Spergularia* sp. (391 seeds.m^{-2}), *Chenopodium rubrum* (315 seeds.m^{-2}), *Sagina maritima* (295 seeds.m^{-2}) and *Spergularia marina* (204 seeds/m^2). In four of the six vegetation types (SSt, TSb, TSm and PPu), species of salt marshes had a very important contribution in the vegetation. In three of these vegetation types, these species also contributed to a large extent to the seed bank, up to 55%. The rest of the seed bank was mainly composed of species of nutrient rich marshes and grasslands. In the AAe and AAl vegetation type, species of beaches and habitats with moving sands have a contribution of 30%, but seeds of these species were not abundantly present in the seed bank. In these vegetation types, species of nutrient rich marshes and grasslands become also more important, both in the vegetation and in the seed bank. In general, the similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation was higher than for dune slacks, ranging between 0.07 up to 0.66 in the TSb vegetation type.

Discussion

An analysis of the seed bank records available in the databank of Thompson *et al.* (1997) showed that there are indeed few data available on seed persistence of plant species considered diagnostic or differentiating for coastal plant communities. In particular for species of beaches and habitats with moving sand, there are almost no data records, and a minimum of five records (necessary to calculate longevity index) was available for only four species of salt marshes (*Spergularia maritima, Salicornia europaea, Glaux maritima* and *Juncus gerardii*). In contrast, for the non specific common species of nutrient rich habitats, a seed longevity index could in most cases be calculated. A lack of general seed bank knowledge means that it is difficult to predict seed densities and species composition in the soil of a particular site to be restored.

The limited data that are available for salt marsh species indicated that most annual species of salt marshes have a persistent seed bank, since the average seed longevity index for these four species reaches a value of 0.62. Species of calcareous rich habitats, medium nutrient rich habitats, beaches and habitats with moving sand have a low seed longevity index, confirming the results of seed bank studies in grasslands (Davies and Waite, 1998; Willems and Bik, 1998; Bossuyt and Hermy, 2003). Some authors suggested that the transient character of seeds of dune grassland species may be the result of the stable, reliable and safe nature of dune grassland habitats with a high probability of successful germination and establishment, so that there is evolutionary no need for developing dispersal strategies in time (Owen *et al.*, 2001). On the other hand, the substrate in dunes with a high level of sand movement is very dynamic and is not expected to favor seed dormancy (Looney and Gibson, 1995). Besides, it may be that the sandy soils are not a suitable medium for the development of prolonged dormancy, due to an excess of aeration (Owen *et al.*, 2001). This, however, contrasts with the observation that seeds of species growing on nutrient poor and acid soils that are in most cases sandy (*e.g.* heathlands), have a relatively high seed longevity index (Bossuyt and Hermy, 2003), which is also confirmed here. In general, species of forest and shrub vegetation have a very low seed longevity index (Bossuyt and Hermy, 2001). The highest seed longevity index is found for species of nutrient rich habitats. This means that the high seed density of these species in the soil of coastal habitats is likely to

hamper or disturb the wanted restoration process. These species are often fast growing and competitive and may hence increase the competitive pressure on the target species. These general findings are confirmed by the results of the case studies. A relatively high seed density was found in dune slack habitats, and seed density increased in the course of succession. However, a very large percentage of the seeds concerned species of nutrient rich habitats, and the seed density of target species was very low. This is also indicated by the very low similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation. Germination from the seed bank on restored sites, *e.g.* after cutting of shrub vegetation, will hence mainly result in the establishment of non target species, while target species will have to establish after dispersal from other source populations. Also in salt marshes, a high seed density was found and a relatively high proportion consisted of seeds of salt marsh specific species, which resulted in a higher similarity ratio coefficient between seed bank and vegetation. Not all target species are however equally represented, since it concerns mainly annual species and seeds of perennial salt marsh species, such as *Puccinellia* sp., are absent (Ungar and Woodell, 1993; Ungar and Woodell, 1996; Egan and Ungar, 2000). This means that the similarity ratio coefficient is especially high in vegetation types with a high contribution of annual species such as Thero-Salicornion communities. Species of beaches and habitats with moving sands were indeed not found in the soil seed bank, even if they had a high cover in the vegetation, which indicates that these species (e.g. *Salsola kali, Elymus athericus* and *Beta vulgaris* spp *maritima* but with the exception of *Atriplex littoralis*) do not produce persistent seeds. The contribution of seeds of species of nutrient rich habitats is also high in the salt marshes. This should however be less problematic than in dune slacks or grasslands, since germination and establishment of these species may be very difficult in this stress imposing environment (Wolters and Bakker, 2002).

It is clear that the amount of data available up to now on seed persistence of coastal plant communities is very limited. Moreover, the available data suggest that in most cases, restoration of coastal plant communities cannot rely on the soil seed bank (Bekker *et al.*, 1999; Owen *et al.*, 2001; Bakker *et al.*, 2002; Wolters and Bakker, 2002). This means that there is still a need for a general insight into seed bank dynamics of coastal plant communities through general seed bank research. This also implies that a study of the seed bank density and species composition should be integrated in each particular restoration project. The results of seed bank studies will allow a better prediction of future plant community composition and of the probability that target species will establish through germination from the soil seed bank.

References

Bakker J.P., P. Poschlod. R.J. Strykstra. R.M. Bekker and K. Thompson. 1996. Seedbanks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. Acta Botanica Neerlandica 45:461-490.

Bakker J.P. and F. Berendse. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. TREE 14:63-68.

Bakker J.P., P. Esselink, K.S. Dijkeman, W.E. van Duin and D.J. de Jong. 2002. Restoration of salt marshes in the Netherlands. Hydrobiologia 478:29-51.

Bekker M., J.P. Bakker, U. Grandin, R. Kalamees, P. Milberg, P. Poschlod, K. Thompson and J.H. Willems. 1998. Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. Functional Ecology 12:834-842.

Bekker R.M., E.J. Lammerts, A. Schutter and A.P. Grootjans. 1999. Vegetation development in dune slacks: the role of persistent seed banks. Journal of Vegetation Science 10:745-754.

Bossuyt B. and M. Hermy. 2001. Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. Ecography 24:225-238.

Bossuyt B., M. Heyn and M. Hermy. 2002. Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for ecological regeneration of ancient forest vegetation. Plant Ecology 162:33-48.

Bossuyt B. and M. Hermy. 2003. The potential of soil seed banks for the ecological restoration of grassland and heathland plant communities. Belgian Journal of Botany 136:23-34.

Bossuyt B. and M. Hermy. 2004. Seed bank follows vegetation succession in dune slacks. Journal of Vegetation Science 15:449-456.

Chang E.R., R.L. Jefferies and T.J. Carleton. 2001. Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. Journal of Ecology 89:367-384.

Cosyns E., M. Leten, M. Hermy and L. Triest. 1994. Statistics of the wild flora of Flanders (in Dutch). Report under the authority of the Institute of Nature Conservation. Ministry of the Flemish Community.

Davies A. and S. Waite. 1998. The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing shrub. Plant Ecology 136:27-39.

Egan T.P. and I.A. Ungar. 2000. Similarity between seed banks and above-ground vegetation along a salinity gradient. Journal of Vegetation Science 11:189-194.

Grootjans A.P., H.W.T. Geelen, A.J.M. Jansen and E.J. Lammerts. 2002. Restoration of coastal dune slack in the Netherlands. Hydrobiologia 478:181-203

Jutila H.M. 1998. Seed banks of grazed and ungrazed Baltic seashore meadows. Journal of Vegetation Science 9:396-408.

Jutila H.M. 2001. Effect of flooding and draw-down disturbance on germination from a seashore meadow seed bank. Journal of Vegetation Science 12:729-738.

Looney P.B. and D.J. Gibson. 1995. The relationship between the soil seed bank and above-ground vegetation of a coastal barrier island. Journal of Vegetation Science 6:825-836.

Owen N.W., M. Kent and M.P. Dale. 2001. Spatial and temporal variability in seed dynamics of machair sand dune plant communities. The Outher Hebrides. Scotland. Journal of Biogeography 28:565-588.

Schaminée J.H.J., A.H.F. Stortelder and E.J. Weeda. 1996. De vegetatie van Nederland. Deel 3: Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus press. Uppsala.

Schaminée J.H.J., E.J. Weeda and V. Westhoff. 1998. De vegetatie van Nederland. Deel 4. Kust en binnenlandse pioniersmilieus. Opulus Press. Uppsala.

Stortelder A.F.H., J.H.J. Schaminée and P.W.F.M. Hommel. 1999. De vegetatie van Nederland. Deel 5. Ruigten, struwelen en bossen. Opulus Press. Uppsala.

Thompson K., J.P. Bakker and R.M. Bekker. 1997. The soil seed banks of north-west Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press. Cambridge.

Ungar I.A and S.R.J. Woodell. 1993. The relationship between the seed bank and species composition of plant communities in two British salt marshes. Journal of Vegetation Science 4:531-536.

Ungar I.A. and S.R.J. Woodell. 1996. Similarity of seed banks to aboveground vegetation in grazed and ungrazed salt marsh communities on the Gower peninsula. South Wales. International Journal of Plant Science 157:746-749.

van Tongeren O.F.R.. 1995. Cluster analysis. In: Jongman R.H.F.. C.J.F. ter Braak and O.F.R. van Tongeren (Eds). Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press. Cambridge.

Willems J.H. and L.P.M. Bik. 1998. Restoration of high species density in calcareous grassland – the role of seed rain and soil seed bank. Applied Vegetation Science 1:91-100.

Wolters M. and J.P. Bakker. 2002. Soil seed bank and driftline composition along a successional gradient on a temperate salt marsh. Applied Vegetation Science 5:55-62.

Belg. J. Zool., 135 (1) : 95-96 January 2005

A wingless intertidal ground beetle, new to the Belgian fauna, in the river IJzer estuary nature restoration site : *Bembidion nigropiceum Marsham, 1802*

Konjev Desender

Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Dept. Entomology, Vautierstraat 29, B-1000 Brussels

Corresponding author: Konjev Desender, e-mail : Konjev.Desender@naturalsciences.be

KEY WORDS : *Bembidion nigropiceum*, Coleoptera, Carabidae, intertidal beetle, first occurrence, expansion, river IJzer estuary.

At two occasions during the spring of 2003, we collected (by pitfall trapping) a brachypterous female of a small carabid beetle, *Bembidion* (subgenus *Lymnaeum*) *nigropiceum* Marsham, 1802, hitherto unknown from Belgium, in the river IJzer estuary at Nieuwpoort. The two sampling sites (2°43'58" E – 51°09'00" N; 2°44'05" E – 51°08'56" N) are situated very near to each other within the area of a recent salt marsh nature development project (Fig. 1). The main digging and dike remodelling activities had been finished some months earlier only. A first specimen of *B. nigropiceum* was caught between 9 and 22 May, the second between 22 May and 6 June 2003. Both sampling sites are situated at the basis of a newly created artificial dike near the high tide water line, in an area with sand and some rubble. At both sites we regularly observed freshwater seeping out the dikes, but it is unclear whether the occurrence of the beetle is related to this phenomenon. During the same sampling periods, some 30 other sites were sampled with three pitfall traps each, within the context of a multidisciplinary monitoring project, along transects distributed over the entire study area, both in the newly created and already existing dune and salt marsh habitats. These sites have continuously been sampled for ground beetles for more than 15 years (9).

The geographic distribution of *B. nigropiceum* (Fig. 2, based on all data compiled from the literature, including unpublished data of Jeanne, in litt.) shows it is strictly confined to the tidal zone along parts of the Atlantic coasts, the Mediterranean and the Black Sea/Azov Sea. The closely related species *B. abeillei* Bedel, 1879 is known from other parts of the Mediterranean coast (France, Corsica and Spain), where it appears to replace its congener. A third species, *B. eichleri* Marggi & Wrase, 2002, has been recently described from the coast of Tunisia (2). In the UK, *B. nigropiceum* is confined to coastal localities (seven recent ones only) in southern England from Kent to Pembrokeshire, with a single recent record from south Wales (4), and is classified as nationally scarce (5). Because of its sporadic occurrence in the south it has been given special attention within the UK Biodiversity Action Plan. Little is know of the ecology of this beetle and it is probably constantly wingless, as opposed to the two other species of the subgenus *Lymnaeum*, which are winged. Until now, the beetle was also mentioned in Atlantic Europe from France only, from the Gulf of Morbihan northernmost up to Dieppe (north of the Seine estuary) (6, 7). In France, it has mainly been found under stones and in crevasses on rocky shores, which are submerged during high tide. In UK also, *B. nigropiceum* is found mainly in shingle and coarse sand, as well as among rubble at the base of cliffs, where it appears to have a partly interstitial way of life. The beetle has been found to 75 cm deep in the soil, especially where there is some detritus (8). It is supposed to have an annual life cycle, most probably breeding in spring with summer larvae (8). Both adults and larvae are supposed to be predatory on small invertebrates and may usually be subterranean. *B. nigropiceum* may be vulnerable to certain types of coastal development, but, on the other hand, can also temporarily appear on disturbed coastal sites between debris and stones in the intertidal (8). This could very well fit our own observations of the species in Belgium. Near Venice, a temporary but rather large population was observed in an artificial habitat near the harbour (8). The species probably disappeared again rather quickly because the habitat changed towards a much more fine-grained sandy beach. In that area also, the species lived at the basis of an artificial cliff protecting the narrow shore against sea-storms.

B. nigropiceum (Fig. 2) measures about 3,5 to 4 mm but does not at all look like a typical *Bembidion* species. Instead, it has a relatively large head with small and flattened eyes, a possible adaptation to an interstitial and partly subterranean way of life. It also lacks strong shoulders on the flattened elytra, possibly related to its constant brachyptery (as observed in other wingless beetles). Its coloration is unusual reddish-brown, as in other subterranean or cave ground beetle species.

The ecology, diversity and population dynamics of terrestrial invertebrates have been studied for many years along the river IJzer estuary, including the beachfront, coastal dunes and salt marshes. Ground beetles and spiders have been sampled and studied continuously since the early nineties. These long-term studies take place in the existing dune and salt marsh habitats and micro-habitats and even included sampling of available ecotones (gradients between habitats) and dikes (9). It is therefore very unlikely that even a small population of *B. nigropiceum* would have been overlooked earlier in this area. Whether a population of this beetle has been estab-

lished in this estuary remains uncertain, but will be monitored during forthcoming years. In view of its suggested habitat preference for coarse-sand to rocky shores this 'newcomer' might not be expected to be able to persist a long time in the area, in view of the fine-sand and silt soils that are expected in due time at these disturbed salt marsh restoration sites.

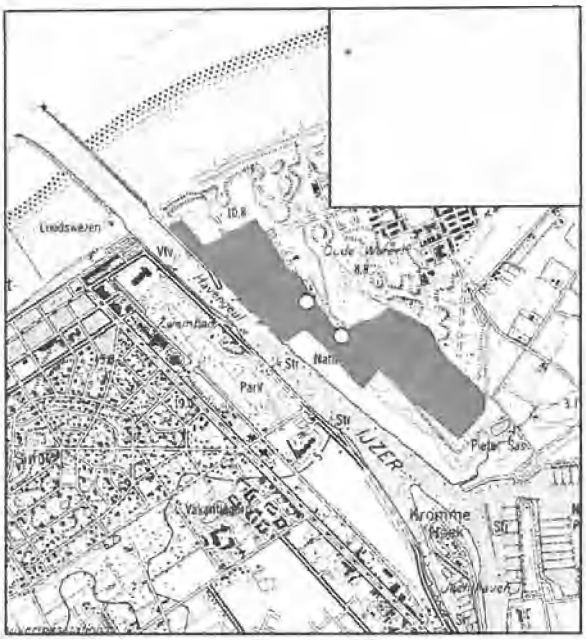


Fig. 1. – Detailed location of two sampling sites (white dots) in the river IJzer estuary where *Bembidion nigropiceum* was discovered in 2003; nature restoration area in grey.



Fig. 2. – Geographic distribution of *Bembidion nigropiceum* (added figure; total length 4 mm) with more or less continuous areas in black, scattered sites (⊙) and new findings (●).

Possible sites of origin for these founding beetles only are known at large distance, both at the other side of the Channel (nearest sites with the species at about 100 km) and in France (at about 200 km). We cannot entirely exclude that the species might have been overlooked at somewhat closer sites, especially in the north of France. *B. nigropiceum* seems to be highly adapted to marine conditions, surely must support saline conditions and supposedly can survive longer periods of submersion by seawater. In view of its wingless state (brachyptery) and its special ecology, it is therefore hypothesised to have been washed ashore with floating debris originating from the south of England or the north of France. These recent captures add a new and peculiar ground beetle to the Belgian fauna and at the same time suggest that this carabid beetle is extending its range further north, a phenomenon recently observed for other terrestrial invertebrates in our region, e.g. the Mediterranean dwarf spider *Diplocephalus graecus* (10).

ACKNOWLEDGEMENTS

Dr. L. Baert, Prof. Dr. JP. Maelfait and R. Claus are acknowledged for their continued help in long-term field sampling of the IJzer estuary area. These studies are financially supported by the 'MONAY'-project and the RBINSc. C. Jeanne kindly informed me on recent and unpublished records of this beetle.

REFERENCES

1. Trautner, J. (2000). The distribution of *Bembidion (Lymnaeum) nigropiceum* Marsham, 1802 including the first recordings from Greece (Coleoptera : Carabidae). *Mitt. internat. entomol. Ver. Frankfurt a.M.*, 25 : 35-40.
2. Marggi, W., D.W. Wrase & C. Huber (2002). *Bembidion eichleri*, eine neue Laufkäfer-Art der Untergattung *Lymnaeum* Stephens, 1828 aus Tunesien (Coleoptera, Carabidae, Bembidiini). *Ent. Bl.*, 98 : 81-87.
3. Netolitzky, F. (1942). Bestimmungs-Tabellen europäischer Käfer. II. Fam. Carabidae. Subfam. Bembidiinae; 66. Gattung : *Bembidion* Latr. Bestimmungstabelle der *Bembidion*-Arten des paläarktischen Gebietes. *Koleopt. Rdsch.*, 28 : 29-166.
4. Luff, M.L. (1998). *Provisional atlas of the ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of Britain*, Huntingdon : 194 pp.
5. Hyman, P.S. & M.S. Parsons (1992). *A review of the scarce and threatened Coleoptera of Great Britain*, Peterborough : 484 pp.
6. Jeannel, R. (1941). Coléoptères carabiques. Paris, Faune de France, Première partie, 39 : 1-571.
7. Bonadona, P. (1971). Catalogue des Coléoptères Carabiques de France. Toulouse, Nouv. Revue ent., Suppl : 177 pp.
8. De Martin, P. & E. Ratti (1994). *Limnaeum nigropiceum* Marsham, 1802 al Lido di Venezia : un effimero avventiziato (Coleoptera : Carabidae). *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia*, 43 : 117-122.
9. Desender, K. 1996. Diversity and dynamics of coastal dune carabids. *Ann. Zool. Fennici*, 33 : 65-76.
10. Bonte, D., P. Criel, L. Baert & D. De Bakker (2002). The invasive occurrence of the Mediterranean dwarfspider *Diplocephalus graecus* (O.-P. Cambridge, 1872) in Belgium (Araneae : Linyphiidae). *Belg. J. Zool.*, 132 : 171-173.

Received: February 29, 2004
Accepted: January 20, 2005

Ground beetle diversity monitoring and the evaluation of a recent nature restoration project: A long-term case study in dune and salt marsh habitats along the Belgian coast

Konjev Desender

Dept. Entomology, RBINSc, Vautierstr. 29, B-1000 Brussels, Belgium. Konjev.Desender@naturalsciences.be

Abstract

Since 1990, populations of ground beetles and spiders are monitored in the coastal dune and salt marsh habitats of the river Yzer estuary (Nieuwpoort) along the Belgian coast. Diversity and its yearly turnover have been studied on different scales and by means of different sampling techniques, mainly pitfall traps and, in recent years, also window traps. Very recently, monitoring has been extended within the context of a recent nature restoration project in the same area.

Pitfall trap sampling has been performed without interruption for more than 15 years along a transect from seaside marram dunes to inland moss dunes and dune grassland. Ground beetle diversity (more than 100 species, ca. 40.000 beetles) and its yearly turnover are high, and are interpreted within the context of population dynamics, sporadic or more regular dispersal events, as well as edge and source-sink effects between habitats or microhabitats. By now, we know in detail the faunal composition of practically all available habitats in the entire area. A lot of highly specialized and stenotopic ground beetle species occur in the dunes and salt marshes of this diversity hot-spot. These include an impressive list of Red Data Book species, with highly variable dispersal power, according to the species, their preferred habitat, but also as a consequence of differing site histories. Conservation values are therefore high, at least for Belgian standards. Genetic data on some salt marsh ground beetles pinpoint to added values of historical ecological importance.

Since 1999, monitoring has been extended to newly created or modified habitats in the same area in order to evaluate these recent nature development measures.

The project aims at restoring an intertidal area and several coastal dune and salt marsh microhabitats or ecological gradients. Results of these additional sampling campaigns in 2001-2004 (more than 30.000 carabid beetles) show, even after 15 years of uninterrupted monitoring in the area, a number of new species and assemblages. At the same time they warrant that many of these could be rapidly lost again, unless natural dynamic processes are kept ongoing. Ground beetles appear once again as powerful ecological indicators for evaluating this nature restoration project.

Introduction

The region of Flanders, one of the most populated regions in Europe, has been granted the doubtful honour of being the most fragmented region in Europe. Remnants of natural habitats occur very much scattered in a highly mosaic cultivated landscape and are often extremely small. Besides, urban areas, roads and industries cover a large portion of the land. More or less natural sites are therefore highly influenced by the surrounding matrix in which they are embedded. Nevertheless, biodiversity, and conservation values in general, still appear to be quite high in several areas and there are many questions how to cope with such a landscape setting within the context of nature conservation and the maintenance or restoration of such diversity hot-spots. Unexpectedly large conservation or diversity values might in part be related to a long fragmentation history or to historical ecology in the region of Flanders in general, though species quality rather than diversity can sometimes be a better predictor for such high conservation interests. This has been suggested earlier for ancient woodland organisms, mainly plants and beetles, but could also apply to other habitats or organisms.

One of these diversity hot-spots is situated near the river Yzer estuary (Nieuwpoort) along the Belgian North Sea coast. It is an ideal area to study biodiversity within the context of small habitat mosaics and related to questions on ecological and genetic effects of habitat fragmentation. The Belgian coast is mainly formed by a strip of calcareous sand depositions, at most a few kilometres wide and some 65 kilometres long. The sandy beaches are very attractive to tourists and this has led, during the past 100 years, to a massive urban expansion and destruction of the coastline (Fig. 1), while more than half of the surface area of dunes and salt marshes disappeared during that period. Many natural areas were lost or highly fragmented, while overall habitat quality diminished in most of the areas. Since the 1990s more efforts are now directed to protect and manage the remaining sites, including some recent nature restoration programs.

Populations of ground beetles and spiders have been monitored without interruption in the dunes and salt marshes of the river Yzer estuary since 1990. Our study was initially started to investigate long-term dynamics of invertebrate popu-

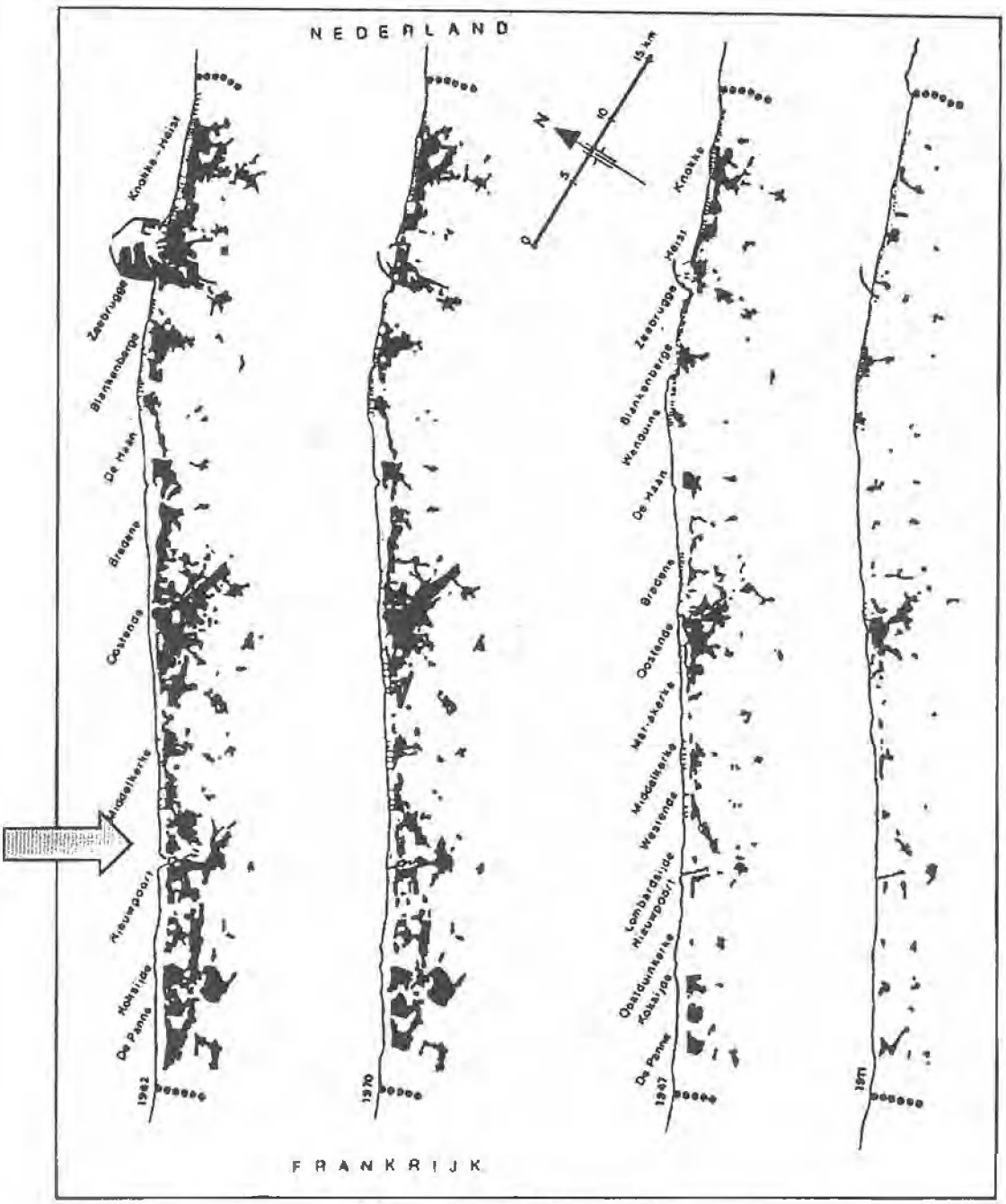


Fig. 1. Increase of urbanisation along the Belgian North Sea coast between 1911 (right graph) and 1982 (leftmost graph); northern border with the Netherlands, southern border with France; arrow indicates the river Yzer estuary study area.

lations and to detail dispersal power and aspects of their life cycle. Soon it appeared also to offer valuable data related to coastal habitat diversity dynamics and habitat fragmentation effects in general. Diversity and its yearly turnover have been studied on different scales and by means of different sampling techniques, mainly pitfall traps and, in recent years, also window traps and air-bubble traps.

This long-term study appeared to be an ideal framework to monitor and evaluate the effects of a recent nature restoration project that was started in 2001 in the same area, within the framework of LIFE. General aim of the initiative was to

restore or create the natural ecological gradients typical for a coastal estuarine ecosystem, including salinity gradients, dynamic-stable, wet-dry, mud-sand and dune-salt marsh transitions. To this end, we started sampling newly created or modified sites (dunes, dikes, banks of a dune pond and new salt marsh), while continuing our long-term sampling on a number of reference sites from the main target habitats in the area ('old' dune habitats, 'old' salt marsh). Now we also included a detailed monitoring level, area-covering of the entire nature reserve (about 130 ha), along transects perpendicular to the main ecological gradients. Ground beetle assemblages were compared between the target habitats and the newly created sites in order to evaluate the restoration measures.

In this short paper we first present the study area and its evolution during the 15 years of sampling. We then give overall results of the long-term transect study, including some results on ground beetle species turnover, on beetle assemblages and their variation between years as well as results on species of special conservation interest. Finally, we present some results on the integrated monitoring and evaluation of the recent nature restoration project.

Material and Methods

Since 1990, populations of ground beetles and spiders are monitored in the coastal dune and salt marsh habitats of the rive Yzer estuary. Fig. 2 shows a schematized map of the area with the different habitats that have been sampled each during at least one year-cycle. The long-term monitoring transect, situated near the beach between fore-dunes and inner dunes, is also indicated.

Pitfall trap sampling (3 traps per site, glass jam jars, diameter 9.5 cm, emptied and refilled at fortnightly intervals, complete year-cycles from beginning of April till end of March) has been performed without interruption for more than 15 years along this transect from seaside marram dunes to inland moss dunes and dune grassland, with some minor modifications of exact trap location in some of these sites.

All ground beetles were identified, sexed, checked for the presence of flight wings, and, in some year-cycles and species, checked for the presence of functional flight muscles and reproductive state. The obtained number of individuals of carabid species per year-cycle has been used as a measure for habitat preference and year-to-year variation in relative abundance. Assemblage analyses have been kept as simple as possible with mainly explorative DCA-ordinations, followed by inspection of ground beetle species data, with an emphasis of within-species interpretations.

Some of the salt marsh beetles have been studied for their population genetic characteristics, including variability in dispersal power (flight wings), body size, and allozymes and, in the case of *Pogonus chalceus*, microsatellites. We refer to some

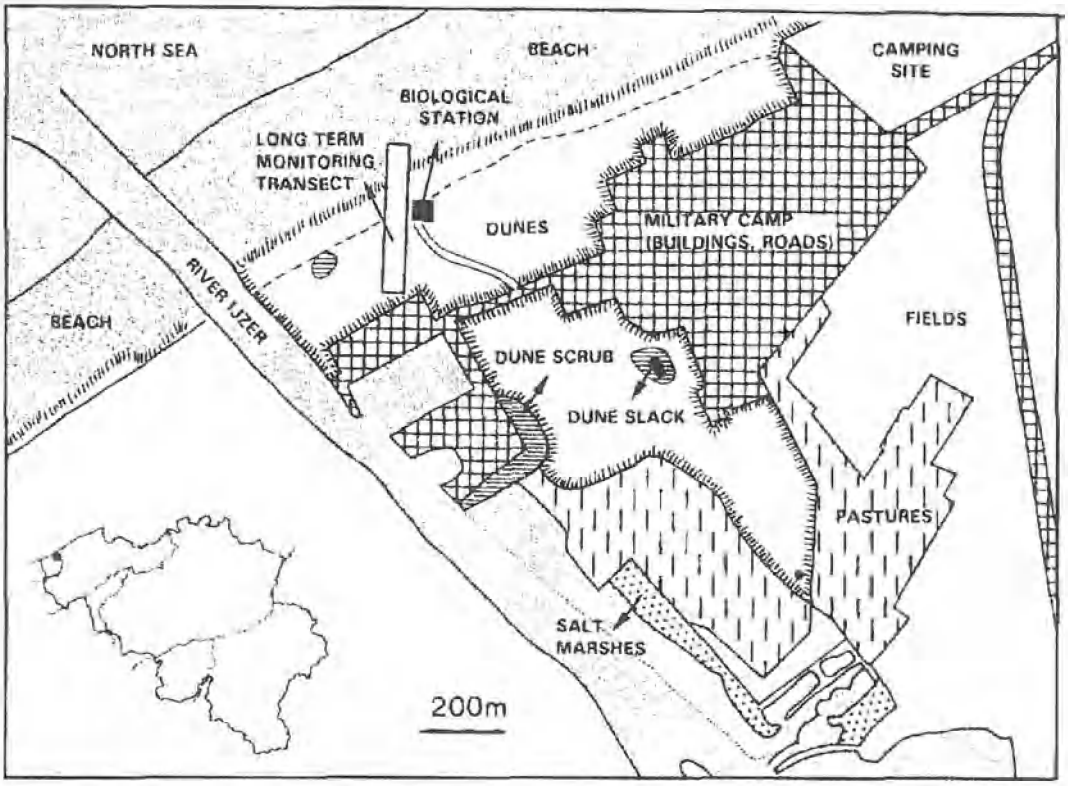
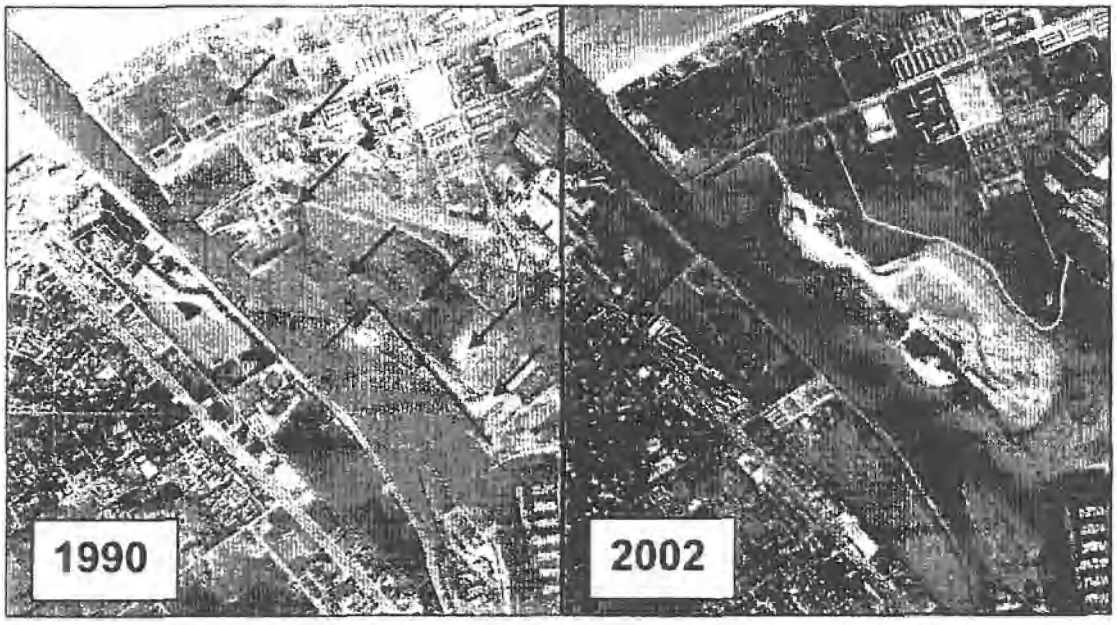


Fig. 2. Schematized map of the river Yzer estuary area (situation around 1990) with indication of the long-term monitoring transect, as well as some of the other habitats (salt marshes, dune scrub, dune slack, dry pastures, ...) that have been sampled during at least one year-cycle each.



Figs. 3 - 4. Aerial views of the river Yzer estuary nature reserve: comparison of the situation from the beginning of the 1990s (till 1999) (left picture; added arrows show main locations of recently restored areas, lines include the old salt marsh remnant) and after recent restoration measures (2002, right picture).

other papers for details concerning this topic (Desender et al., 1998; Desender & Verdyck, 2001; Dhuyvetter et al., 2004).

Since 2001, the area near and north of the salt marshes has been remodelled within the context of a large nature restoration project. Several large buildings and roads were removed, an entire tidal port was restructured and some 500.000 m^3 dredging material was removed to restore an intertidal area and several coastal dune and salt marsh areas. Figs. 3 and 4 show an aerial view of the estuary before and after the restoration measures. Multidisciplinary integrated monitoring started from the very beginning of and even during the ongoing restoration process (1999-2003). Ground beetles were among the target organisms.

Results and discussion

Ground beetle diversity in the long-term monitoring transect (Fig. 5) is till increasing after 15 years of continued sampling while we have now obtained about 100 carabid species (ca. 40.000 beetles). The yearly turnover is high, and has to be interpreted within the context of population dynamics, sporadic or more regular dispersal events, as well as edge and source-sink effects between sites or habitats. All of these processes can be documented when looking at the occurrence, ecology and dispersal power of individual ground beetle species within the entire nature reserve and its immediate surroundings. Beetle assemblages have therefore also been compared with those from surrounding habitats and microhabitats in the same area.

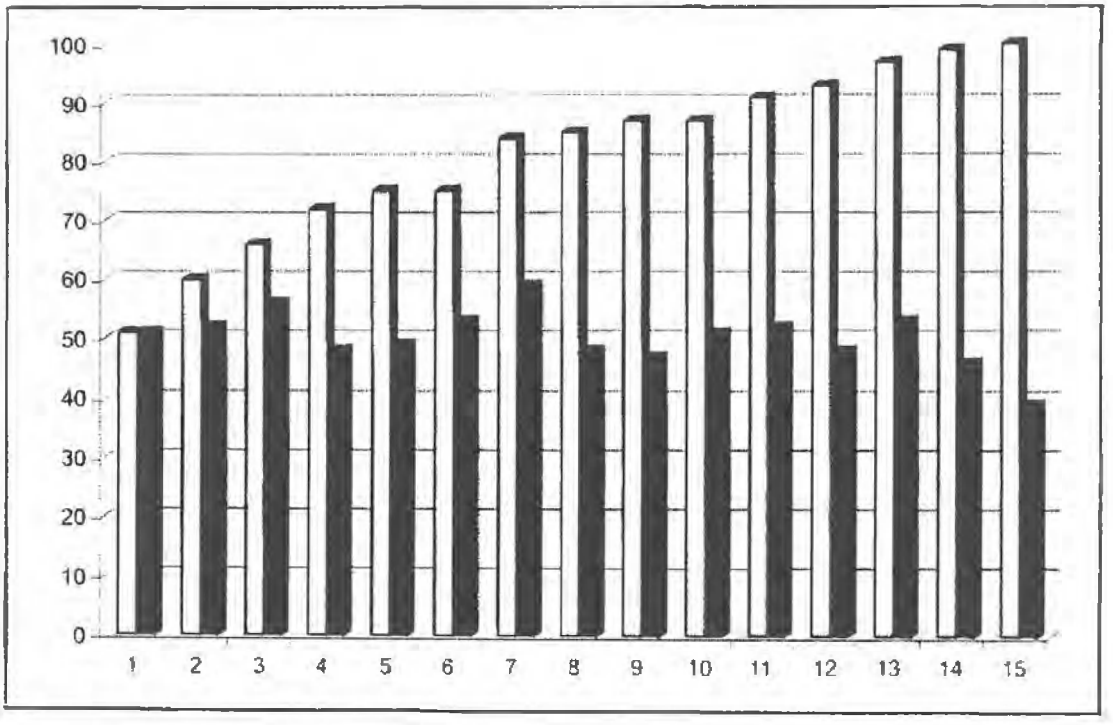


Fig. 5. Yearly and cumulative carabid species richness obtained in the long-term monitoring dune transect between 1990 (first sampling year) and 2004.

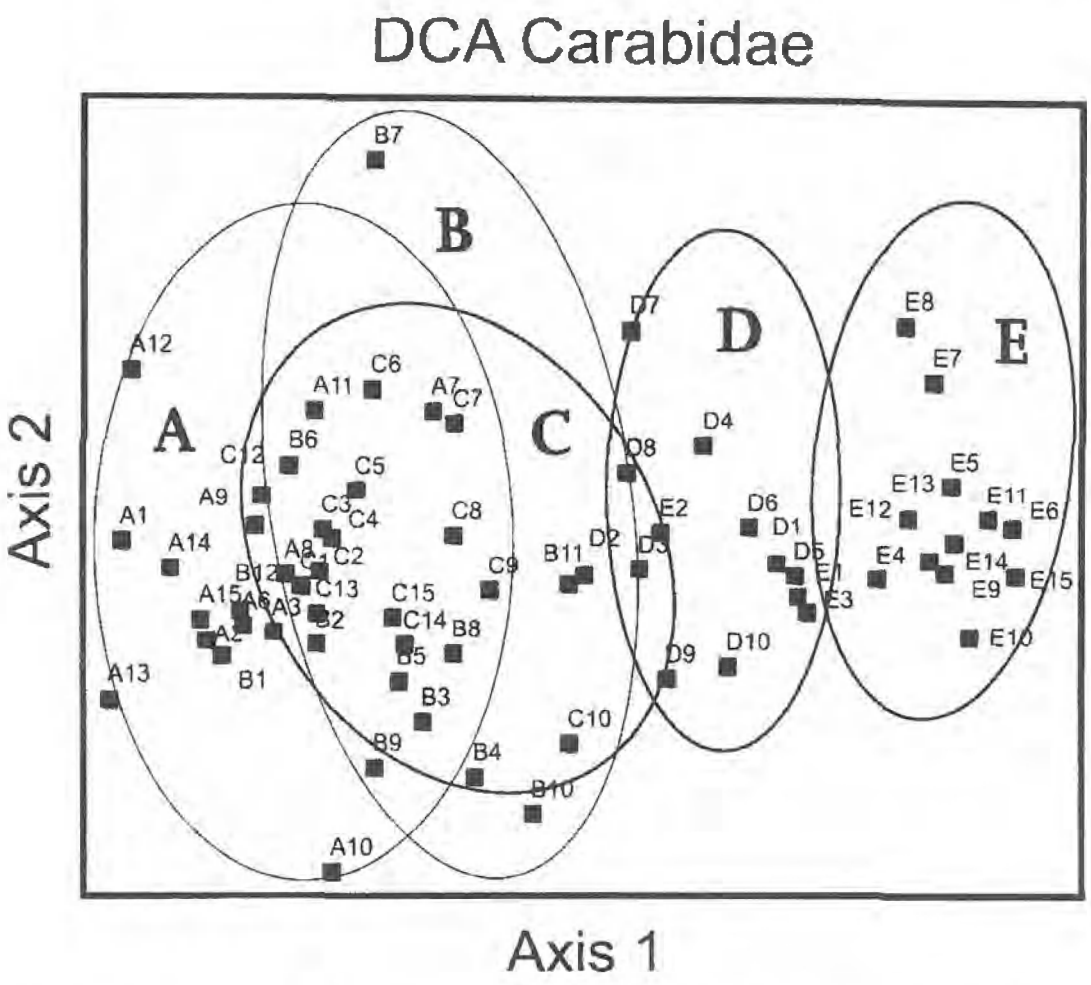


Fig. 6. DCA-ordination site scores based on most abundant carabid species in long-term monitoring transect during 15 years of sampling; ellipses regroup year samples per sampling site (A-C: seafront marram dunes; D-E: inside moss and grassland dunes).

An overall DCA-ordination (Fig. 6, site scores) shows that the main axis of variation coincides with the gradient from seaside marram dunes to inner dune grasslands, irrespective of the year of sampling. This is probably due to a high number of indicator species from one or several specific habitats of microhabitats. A plot of the species scores (Fig. 7) confirms this, e.g. the carabids *Demetrias monostigma* and *Dromius linearis* are highly indicative for front-dunes, where they live between and on the stems of marram grass. A multitude of other ground beetles, e.g. *Microlestes maurus*, *Calathus ambiguus*, *Calathus cinctus*, *Harpalus vernalis* and *Amara tibialis* are confined to moss dunes or dune grassland. These results confirm the well-known fact that ground beetles are excellent ecological indicators, even on a small scale.

The second axis suggests that concordant year-to-year variation is another important source of variation in our data: compare e.g. the lower positions of all 10th year cycles (1999) in the ordination plot (Fig. 6) and the high values along the same axis for year cycle 7 (1996). More formal analyses confirm this temporal autocorrelation. Data on wing polymorphism of these dune beetles show, in gen-

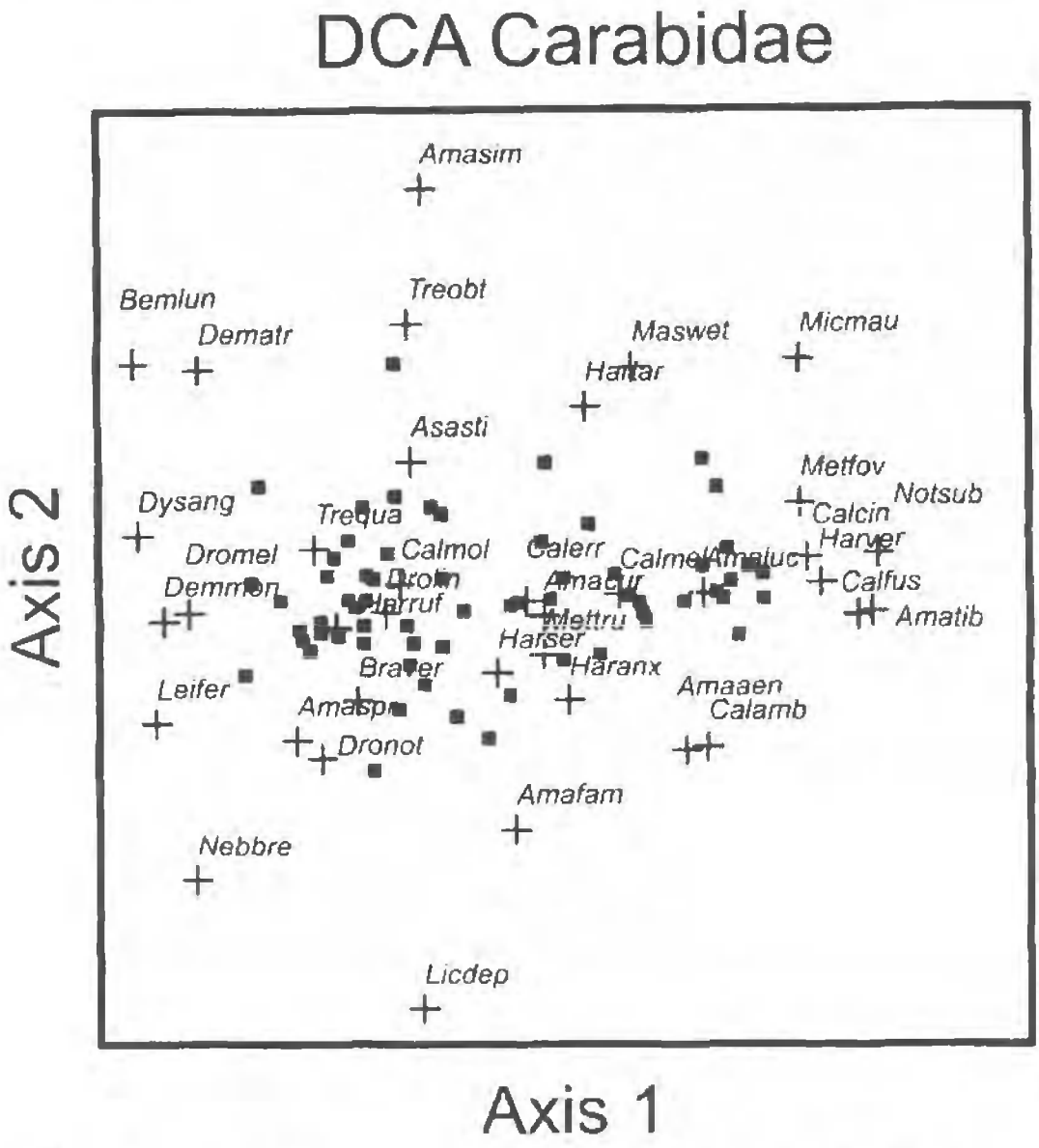


Fig. 7. DCA-ordination species scores based on most abundant carabids in long-term monitoring transect during 15 years of sampling; at left species typical for seafront marram dunes, at right species confined to moss and grassland dunes.

eral, a rather low dispersal power in many species, related to site history as well as individual biology and ecology of the beetles.

By now, we know in detail the faunal composition of practically all available habitats in the entire study area. A lot of highly specialized and stenotopic ground beetle species occur in the dunes and salt marshes, including many Red Data Book species, with highly variable dispersal power, according to the species, their preferred habitat, but also as a consequence of differing site histories. Conservation values are therefore high, at least for Belgian standards. Genetic data on salt marsh beetles pinpoint to added values of historical ecological importance.

Multidisciplinary integrated monitoring started from the very beginning of and even during the ongoing recent nature restoration process (1999-2003). Our

long-term sampling has been continued on a number of reference sites from the main habitats in the area ('old' dune habitats, 'old' salt marsh). Besides, intensive short-term sampling has now also been performed on a large number of sites along transects in the entire nature development area, by simultaneous monitoring of target invertebrate species and abiotic as well as vegetation characteristics.

Results of 7 large sampling campaigns in 2001-2004 (more than 30.000 carabid beetles), as well as more continuous sampling in some newly created sites, show, even after 15 years of uninterrupted monitoring in the nature reserve area, a high number of species never observed before (even a species new for the Belgian fauna, cf. Desender, in press) as well as some new assemblages. However, results warrant that many of these could be rapidly lost again, unless natural dynamic processes are kept ongoing. Such processes generate special assemblages typical for first stages of succession in salt marshes and dune slacks. It is, however, still unclear whether the newly created salt marsh habitats will evolve as hoped for, because of the observation that the newly deposited sediments in this salt marsh are relatively coarse-grained (sand instead of silt), whereas, at the same time, the old salt marsh remnant seems to be more and more under the influence of sand deposits.

Further invertebrate monitoring is therefore imperative not only for a better understanding of the patterns and processes generated by the nature restoration measures, but also as a possible early warning system for the need of additional management measures in the future. Ground beetles will continue to play an important part in these studies.

Acknowledgements

My colleague arachnologists Léon Baert and Jean-Pierre Maelfait, as well as our technician Rudiger Claus, are acknowledged for all their help and friendship during so many years of sampling in the river Yzer Estuary nature reserve. The Department of Entomology (RBINSc, Brussels)as well as the Flemish government (several AMINAL-projects) financed our studies. A multitude of very interesting ground beetles as well as carabidologists gave additional motivation to continue this long-term study.

References

Desender K., in press. A wingless intertidal ground beetle, new to the Belgian fauna, in the river IJzer estuary nature restoration site: *Bembidion nigropiceum* (Marsham, 1802). **Belg. J. Zool.**

Desender K., Backeljau Th., Delahaye K., De Meester L. 1998. Age and size of European saltmarshes and the population genetic consequences for ground beetles. **Oecologia**: 114:503-513.

Desender K., Verdyck P. 2001. Geographic scaling and genetic differentiation in two highly mobile European saltmarsh beetles. **Belg. J. Zool.** 131: 29-40.

Dhuyvetter H., Gaublomme E., Desender K. 2004. Genetic differentiation and local adaptation in the saltmarsh beetle *Pogonus chalceus*: a comparison between allozyme and microsatellite loci. **Mol. Ecol.** 13:1065-1074.

Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds). 2005. p. 1-3
Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International Conference on Nature Restoration
Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005
VLIZ Special Publication 19, x + ??? pp.

Evaluation of the effects of recent nature development measures in the Yser Estuary on ground beetle and spider assemblages

Konjev Desender[1], Léon Baert[1] and Jean-Pierre Maelfait[2,3]

[1] Entomology Department, Royal Belgian Institute of Natural Sciences
Vautierstraat 29, B-1000 Brussels, Belgium
E-mail: Konjev.Desender@naturalsciences.be

[2] Institute for Nature Conservation
Kliniekstraat 25, B-1070 Brussels, Belgium

[3] Terrestrial Ecology Unit, Ghent University,
Ledeganckstraat 35, B-9000 Ghent, Belgium

Abstract

Since 1990, populations of ground beetles and spiders are continuously monitored in the coastal dune and saltmarsh habitats of the Yser Estuary (Nieuwpoort), within the context of a long-term study on invertebrate diversity, population dynamics and ecological and genetic effects of habitat fragmentation. By now, we know in detail the faunal composition of practically all available habitats in the study area. This is an ideal framework to monitor the effects of the nature development activities that started in 2001 in the area. Results of five large sampling campaigns in 2001-2003 (more than 25.000 carabid beetles and spiders, 218 species) show a number of new ground beetle and spider species and assemblages, but warrant that many of these could be rapidly lost again.

Keywords: Long-term monitoring; Dunes; Saltmarsh; Ground beetles; Spiders.

Introduction and methods

As a part of this study, pitfall trap sampling is being performed without interruption for more than 14 years along a transect from seaside marram dunes to inland moss dunes and dune grassland. Faunal assemblages are compared with those from surrounding habitats and microhabitats in the same study area. The studied invertebrates belong to the most appropriate bio-indicators for saltmarshes and different coastal dune habitats. Amongst other characteristics, these animal groups show a high biodiversity and/or abundance and productivity, a lot of highly specialized and stenotopic species and a high variation in their dispersal power. They offer unmatched possibilities as model organisms for studies on differing spatial and temporal scales. Our long-term study is an ideal framework to monitor the effects of the nature development activities that started in 2001 in the area (*cf.* project 'MONAY'), in order to evaluate, understand, and possibly even predict changes in faunal assemblage structure and population dynamics. We started sampling newly created habitats immediately after nature development

management activities were finished. Our long-term sampling has been continued on a number of reference sites from the main habitats in the area ('old' dune habitats, 'old' saltmarsh). Besides, intensive short-term sampling is also performed on a large number of sites (Fig. 1) along transects in the entire nature development area, by simultaneous monitoring of target invertebrate species and abiotic as well as vegetation characteristics.

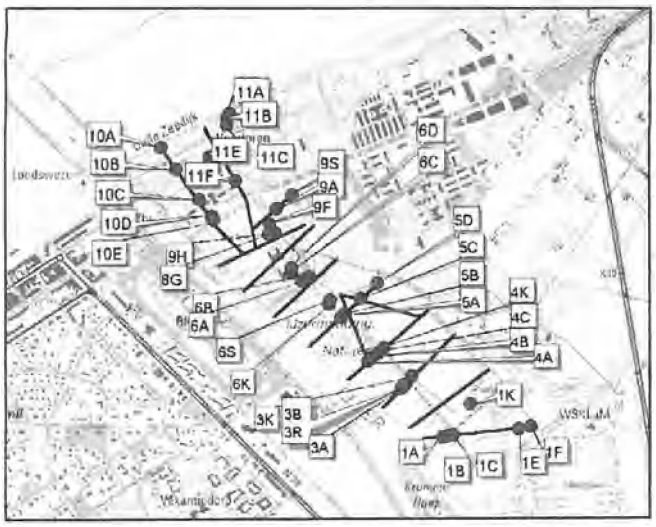


Fig. 1. Sampling sites of ground beetles and spiders in the Yser Estuary nature development area.

Results and conclusions

Results of five large sampling campaigns in 2001-2003 (more than 25.000 carabid beetles and spiders, 218 species) show a number of new beetle and spider species and assemblages for the study area, including intermediate assemblages between those from 'old' marram dune, dune grassland and transitions to saltmarsh habitat. Some completely new habitat types were created such as a brackish dune pond, dikes, and marshy areas associated with freshwater seeping at the base of newly constructed dikes. Assemblages of ground beetles and spiders have quickly colonized all of these habitats, although the speed of colonization is habitat-specific and differs between beetles and spiders. Among these arthropods, we observe not only ruderal species but also a number of species with high conservation interest. Our preliminary results however seem to indicate that such species could be lost again in short time, unless natural dynamic processes are kept ongoing. Such processes generate special assemblages typical for first stages of succession in saltmarshes and dune slacks. It is, however, still unclear whether the newly created saltmarsh habitats will evolve as hoped for, because of the observation that the newly deposited sediments in the saltmarsh are relatively coarse-grained (sand instead of silt). Further invertebrate monitoring is therefore imperative not only for a better understanding of the patterns and processes generated by the nature restoration measures, but also as a possible early warning system for the need of additional management measures in the future.

De monding van de IJzer in ere

Tot tien jaar geleden kende het gebied rond de IJzermonding alleen maar achteruitgang qua intertidale oppervlakte en aantallen kust- en estuariumspecifieke bewoners. De grootschalige natuurherstelmaatregelen van het afgelopen decennium hebben echter die ontwikkeling doen kenteren. Streefdoel was het herstel van ecologische gradiënten. Inmiddels worden de biologische en abiotische veranderingen in het terrein intensief opgevolgd en zijn de eerste resultaten bemoedigend.

Maurice Hoffmann

De eerste betrouwbare kaarten (eind 18e eeuw) van het estuarium van de IJzer laten een naar Vlaamse normen breed duingebied zien met achterliggende moerassige gronden en een smalle schorzone langs beide oevers van de riviermonding. Reeds voor het eind van de 19e eeuw verloor de linkeroever zijn intertidale karakter; langs de rechteroever bleef echter een groot slik- en schorgebied. Onder meer door bebouwing, opspuiting en aanleg van een jachthaven waren de ecologische potentievolle gradiëntmilieus, zoals de contactzones tussen schor en duinen, strandvlakte en slik en schor sterk gereduceerd (Hoffmann et al., 1996) (fig. 1).

Toch herbergde het IJzerestuarium tien jaar geleden nog altijd grote natuurpotenties, doordat de rivier uitmondt in een kuststrook met relatief brede duinen. Er werd een ecologisch streefbeeld en natuurherstelplan opgesteld met als basisgedachte de natuurpotenties maximaal tot expressie te brengen door gradiënten te herstellen of eventueel zelfs te creëren, zoals van zout naar zoet, van slik naar schor, van laag- over hoogstrand naar zeereep, van schor naar duin, van nat naar droog en van hoge naar lagere winddynamiek. Niet geleidelijke harde overgangen (vnl. stenen constructies) moesten daarbij zoveel mogelijk verwijderd worden.

Herstelmaatregelen

Mede door financiële steun van de Europese Gemeenschap (Life-project), werd door de Afdeling Natuur van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap in 1999 gestart met het naar Vlaamse normen vrij grootschalig natuurherstel. Eerst werden alle harde materialen zoveel mogelijk verwijderd (gebouwen van de marinebasis,

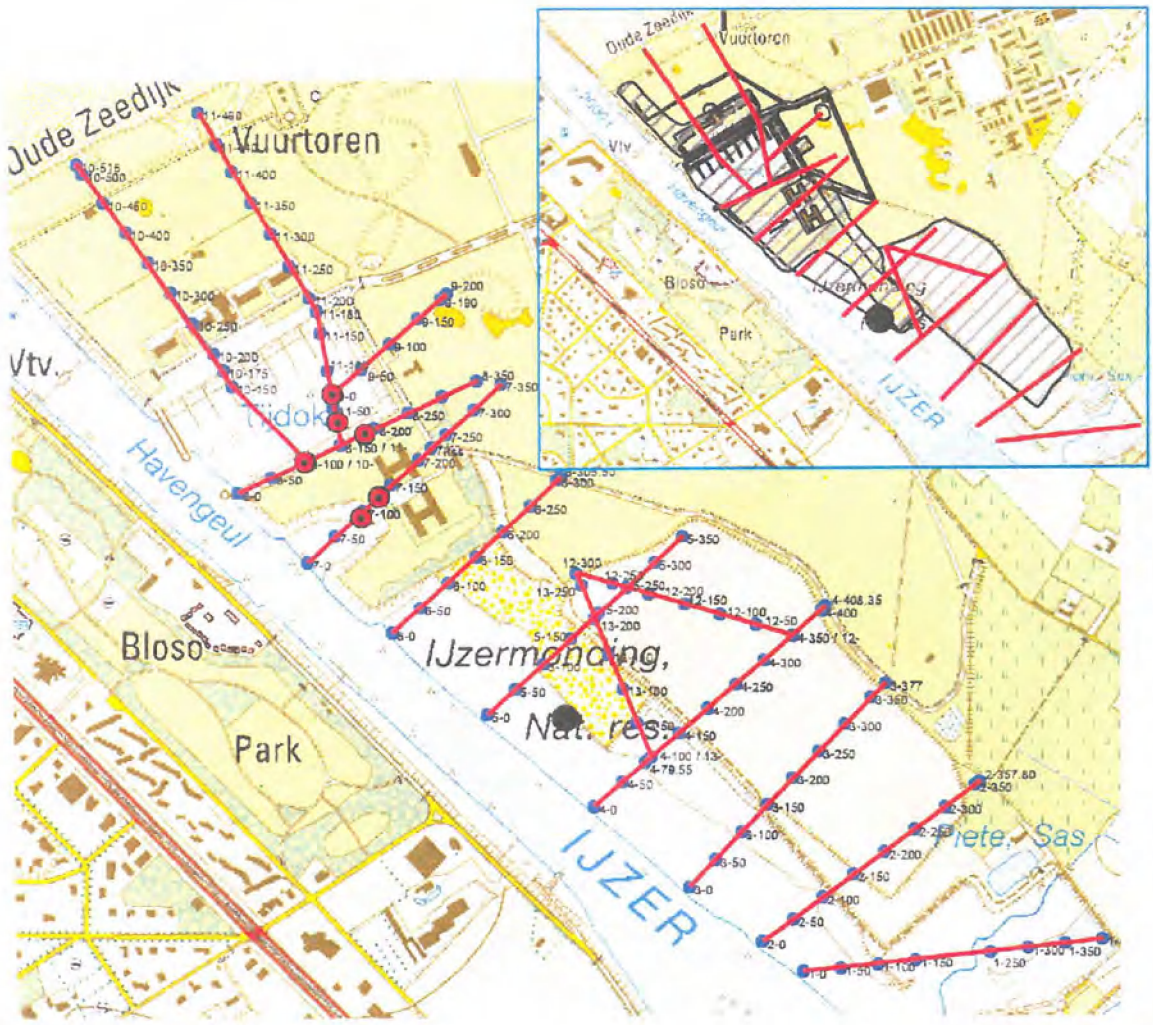


Fig. 1. Het kustreservaat De IJzermonding, voorgesteld op de topografische kaart van het NGI (kaartblad 12/5-6), daterend van voor de natuurherstelwerken van 1999-2003. Duidelijk zijn de gebouwen, de wegeninfrastructuur, de scheepshelling en begeleidende hangars, de getijhaven met aanlegsteigers en kademuren en de opgespoten terreinen te zien. Tevens zijn de monitoringtransecten aangegeven waar sedimentatie en erosie, flora, zaadbank, vegetatie, macrobenthos en arthropodenfauna worden opgevolgd, elk met specifieke methoden. Flora, vegetatie en fauna worden tevens gebiedsdekkend opgevolgd. Sedimentatie en erosie wordt opgemeten ter hoogte van de gestipte cirkels en wordt verder modelmatig onderzocht. In de inzet is de globale locatie van de door natuurherstelwerken grondig bewerkte terreingedeelten gearceerd weergegeven.

hersteld

scheepshelling, kades en aanlegsteigers van de getijhaven, wegeninfrastructuur), waarna in het daaropvolgende jaar de opgespoten terreinen werden afgegraven. Behalve lokaal begraven oorspronkelijk duinzand en een kleine fractie klei, werd al het opgespoten materiaal afgevoerd, in totaal ca 500.000m³. Afgraving gebeurde tot ruim onder het gemiddelde hoogwaterniveau, zodanig dat lichte aanslibbing noodzakelijk was om spontane schorvorming te induceren. In het intertidale gebied werd een luwe zone gecreëerd om aanslibbing te bevorderen (zie fig. 2, zone D), tevens werden lage duintjes aangelegd in het overstroombare gebied. De bouwputten van de marinebasis werden opgevuld en omgevormd tot een laag duin, dat werd aangelegd met het plaatselijk teruggewonnen duinzand en beplant met helm. Daarmee werd aan de oostgrens van het gebied tevens een zanddijk aangelegd met zeer flauwe helling in de richting van de rivier; ter stabilisering werd opnieuw helm aangeplant.

Monitoring

Sinds juli 2001 worden in een multidisciplinair verband (Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, KULeuven, Lab. Hydraulica, Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, afd. Entomologie en Instituut voor Natuurbehoud) verschillende parameters opgevolgd (fig. 1). Enerzijds zijn dit sedimentatie- en erosieprocessen en grondwater, anderzijds zijn dit flora, zaadbank en vegetatie, insecten- en spinnenfauna, broedende, langstrekkende en overwinterende avifauna en de zich in de nieuwe substraten ontwikkelende benthosfauna. Na ruim twee jaar monitoring wordt een aantal trends al duidelijk.

Sedimentatie of erosie?

Het gebied blijkt relatief weinig aanvoer van slibmateriaal te kennen, op zich niet verwonderlijk als men weet dat de rivier slechts 2,5 km stroomopwaarts wordt afgesneden van het achterland door een sluizencomplex. Veel materiaal moet dus uit zee komen en dit zal grotendeels zandig zijn. Detailopvolging van kritieke spots in het intertidaal laten aanwas zien tot +25 cm, maar ook erosie tot -40 cm. Blijkbaar is het intertidale gebied zich na de initiële aanleg autonoom aan het vormen. Er wordt verwacht dat na enige tijd stabilisatie zal optreden en het gebied zijn natuurlijke vorm zal aannemen.

Zaad en schorontwikkeling

De zaadbank van het schorrestant dat altijd gespaard gebleven is, is hoofdzakelijk samengesteld uit eenjarige zouttoleranten, terwijl het nieuw gecreëerde intertidale gebied geen of weinig zaden herbergt (er is dus geen 'begraven zaadbank' aanwezig). Zaden van zouttoleranten moeten dan ook aangevoerd worden vanuit het bestaande schorareaal en uit de door de schorvegetatie aangemaakte zaden. Uit de duinbodemstalen (-monsters) kiemden weinig duinspecifieke soorten. Positieve noot was de in vergelijking met veel andere zaadbankanalyses (Thompson et al., 1997) geringe aanwezigheid van Grote brandnetel (*Urtica dioica*) en Rus (*Juncus* spec)-zaden. Meest opvallende en zeer frequente zaadbanksoort bleek Zeevetmuur (*Sagina maritima*) te zijn, die uit de bovengrondse vegetatie al enige tijd verdwenen scheen.

Reeds het eerste groeiseizoen na afgraving werden grote delen van het nieuw gecreëerde intertidale gebied gekoloniseerd door zaden van eenjarigen, zoals Kortarige zeekraal (*Salicornia europaea*), Schorrenkruid (*Suaeda maritima*) en Zilte en Gerande schijnspurrie (*Spergularia marina* en *S. media*). Verder verschijnen op de gepaste plaatsen zeer snel vloedmerkplanten als Stekend loogkruid (*Salsola kali* ssp. *kali*), Zeeraket (*Cakile maritima*) en Strandmelde (*Atriplex litoralis*). Wanneer soorten als Lamsoor (*Limonium vulgare*), Zulte (*Aster tripolium*), Gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*) en andere over-

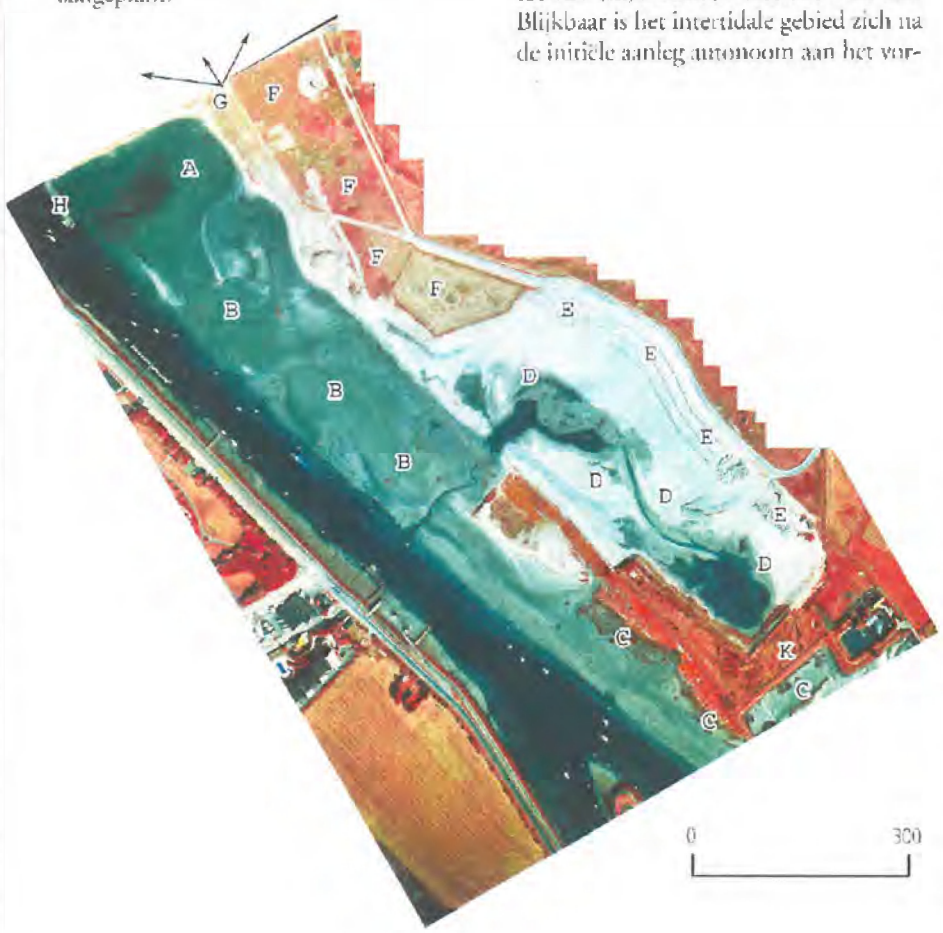


Fig. 2. False Colour Infrarood luchtfoto van het zuidelijk deel van het kustreservaat de IJzermonding in 2002 na de afbraak van de marinebasis en de afgraving van opgespoten terreinen.
A = voormalige tijhaven;
B = overige nieuwe intertidale habitat;
C = oude schorrestanten;
D = nieuwe intertidale luwe habitat;
E = breed zeewerend zandlichaam met flauwe zeewaartse helling;
F = oorspronkelijk (al dan niet geëgaliseerd) duingebied;
G = locatie afgebroken marinebasis met omgevend duingebied, noordwaarts liggen de zeereepduinen en de Noordzee;
K = resterend opgehoogd terrein.

blijvende schorplanten de nieuwe sites zullen koloniseren is echter een open vraag, gegeven de beperkte zaadbank in de bestaande schorgebieden en de hoge isolatiegraad van het gebied ten opzichte van andere schorgebieden (dichtst bij zijnde schorren van het Platier d'Oye in NW-Frankrijk, de Baai van Heist en het Zwin liggen op respectievelijk 53 km westwaarts en 40 en 49 km oostwaarts). Reeds lang uit het gebied geweken soorten als Engels gras (*Armeria maritima*), Kromstaart (*Parapholis incurva*), Zeerus (*Juncus maritimus*), Zilte zegge (*Carex distans*), Kwelderzegge (*C. extensa*), Waardzegge (*C. divisa*), Gestreepte zoutmelde (*Halimione pedunculata*), Varkenskervel-torkruid (*Oenanthe peucedanifolia*) en 'Zeeklaver' (*Trifolium squamosum*) (Pire, 1862; Goetghebeur, 1976) zullen allicht nog veel langer op zich laten wachten, als ze al ooit terug zullen arriveren.

Vogels

De IJzermonding is een belangrijk doortrek- en overwinteringsgebied voor watervogels, in het bijzonder steltlopers. Het natuurreservaat vervult zowel een functie als hoogwatervluchtplaats als foerageergebied. Het totale aantal watervogels bereikt in de winterperiode een piek die de laatste jaren gemiddeld ca 5000 exemplaren bedraagt. Over een periode van 12 maanden blijkt dat globaal de helft van het aantal vogeldagen bepaald wordt door slechts twee soorten, Scholekster (*Haematopus ostralegus*) en Bonte strandloper (*Calidris alpina*). Er zijn echter aanzienlijke variaties in de soortenverhouding van maand tot maand. Statistische analyse van de watervogeltellingen toont aan dat er sinds de werken werden uitgevoerd een significante toename is van het aantal Tureluur (*Tringa totanus*), en een (bijna) significante toename van het aantal Bonte strandloper en Bontbekplevier (*Charadrius hiaticula*). Scholekster, Zilverplevier (*Pluvialis squatarola*) en Steenloper (*Arenaria interpres*) namen niet significant toe of af. Na het afgraven van de opgespoten terreinen vestigden zich onmiddellijk pioniersoorten als Strandplevier (*Charadrius alexandrinus*) en Kleine plevier (*C. dubius*). Het aantal pleisterende sterns is sterk toegenomen, maar tot broedgevallen kwam het nog niet. Er wordt verwacht dat vooral de vegetatieontwikkeling de verdere samenstelling van de broedvogelbevolking zal bepalen.

Beestjes in de intergetijdenbodem

De ontwikkeling van de macrobenthosfauna van de nieuwe intertidale habitats gaat in de goede richting. Zowel dichtheid als diversiteit bereiken vergelijkbare waarden met de aangrenzende – slechts licht verstoorde – intertidale zones. De Slijkgarnaal (*Corophium volutator*) en de Zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*) zijn naast oligochaeten (*Tubifex costatus* en *Tubificoides benedeni*) twee soorten die over het hele intertidale gebied zijn gevonden. Opvallend is dat zowel de hoogste dichtheid als diversiteit aangetroffen worden in het middengedeelte van de intertidale zone. Verder wordt het verstoorde gebied dat dichtst bij zee gelegen is gekenmerkt door de aanwezigheid van typisch mariene soorten (*Eteone longa* en *Bathyporeia pilosa*).

Beestjes van schor en duin

De ontwikkeling van vliegen, loopkevers en spinnen wordt in het schor en duin reeds zeer lang opgevolgd, waardoor voor deze groepen gekozen werd voor de monitoring van de nieuwe habitats. De verschillende vliegengroepen blijken de nieuwe habitats snel te koloniseren; vooralsnog veelal generalisten, maar ook reeds een aantal doelsoorten van duinspecifieke habitats. Voor de loopkevers en spinnen werden gelijkaardige vaststellingen gedaan: veel pioniersoorten vestigen zich in de nieuwe habitats, daaronder ook specialisten, bijv. soorten van brakwateroevers. Vooralsnog zijn nog weinig doelsoorten van typische duin- en schorhabitats doorgedrongen in de nieuwe habitats. Zo werden nieuwe mosduinen en nieuwe intertidale habitats nog niet gekoloniseerd door respectievelijk mosduin- en schordoelsoorten. De nieuwe habitats werden wel reeds gekoloniseerd door helmduindoelsoorten en door storingssoorten in het algemeen, hieronder verschillende bedreigde of kwetsbare soorten. Zo werd onder meer de bedreigde Moerasmolspin (*Robertus arundeti*) in de nieuwe habitats waargenomen.

IJzermonding in ere hersteld?

Het is nog te vroeg om op basis van de beschikbare monitoringsresultaten al uitspraken te doen over de mate van herstelsucces, maar de eerste waarnemingen zijn positief. Landschappelijk kreeg het estuarium, althans wat de rechteroever betreft, opnieuw een open karakter met wijds zicht op het dynamische intergetijdengebied. De bezoekers (het gebied kan langs de wegen in het gebied vrij bewandeld en beleefd worden) zijn enthousiast en ervaren het gebied als een grote aanwinst voor de Vlaamse kust. Hoewel aanslibbing vrij beperkt blijft, begint zich her en der pionierende schorvegetatie te vestigen, ontwikkelen zich helmduintjes en wordt het oude duingraslanden gecontinueerd dankzij schapenbegrazing. Pleisterende vogels namen in aantal toe met een significante toename van Tureluur en het voedsel voor de foeragerende wad- en watervogels lijkt zich snel te ontwikkelen in de nieuwe intertidale habitats. De minder mobiele insecten- en spinnenfauna hebben de nieuwe habitats weliswaar nog niet echt bereikt met de kieskeurigere habitatdoelsoorten, maar snellere kolonisatoren (vliegen) bereikten de nieuwe habitats binnen een jaar na de werken.

We zijn hoopvol gestemd op een volwaardig herstel van het vroegere relatief grote intergetijdengebied met de nodige gradiënten naar het duinmilieu toe en beschouwen het Life-project nu al als een voorbeeld voor goed op voorhand bestudeerde en uitgewerkte natuurherstelinitiatieven in Vlaanderen.

Literatuur

Hoffmann, M., M. Hoys, J. Monbaliu & M. Sas, 1996. Ecologisch streefbeeld en natuurherstelplan voor het integraal kustreservaat 'De IJzermonding' te Nieuwpoort-Lombardsijde met de effecten van realisatiemaatregelen. Projectrapport Universiteit Gent, Vakgr. Aquat. Afd. Kwantit. Natuur, 107 pp. + bijl. – 1 p.

Goetghebeur, P., 1976. De vegetatie van slikken en schorren langs de IJzermonding te Nieuwpoort (prov. West-Vlaanderen, België) van 1900 tot heden. Bull. Soc. Roy. Bot. Belg. 109: 161 – 177.

Pire, L., 1862. Première herborisation de la société royale de botanique de Belgique. Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique 1: 110 – 130.

Thompson, K., J.P. Bakker & R.M. Bekker, 1997. Soil seed banks of NW Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.

Prof. dr. M. Hoffmann
Instituut voor Natuurbehoud
Kliniekstraat 25
B-1070 Brussel, België
e-mail: Maurice.Hoffmann@instnat.be

Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds). 2005. p. 1-3
Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International Conference on Nature Restoration
Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005
VLIZ Special Publication 19, x + ??? pp.

Integrated monitoring of nature restoration along ecotones, the example of the Yser Estuary

Maurice Hoffmann[1,2], Stefanie Adam[3], Léon Baert[4], Dries Bonte[2], Natasha Chavatte[5], Rudiger Claus[4], Wim De Belder[1], Birgit De Fré[2], Steven Degraer[5], Davy De Groote[2], Wouter Dekoninck[4], Konjev Desender[4], Koen Devos[2], Henry Engledow[6], Patrick Grootaert[4], Nele Hardies[2], Frederik Leliaert[6], Jean-Pierre Maelfait[1], Jaak Monbaliu[3], Marc Pollet[2], Sam Provoost[1], Els Stichelmans[2], Erik Toorman[3], Hannah Van Nieuwenhuyse[2], Edward Vercruysse[1], Magda Vincx[5] and Jan Wittoeck[5]

[1] Institute of Nature Conservation
Kliniekstraat 25, B-1070 Brussels, Belgium
E-mail: maurice.hoffmann@inbo.be

[2] Ghent University, Dept Biology, Terrestrial Ecology Unit
K.L. Ledeganckstraat 35, B-9000, Ghent, Belgium

[3] Catholic University of Louvain, Dept Civil Engineering
Kasteelpark Arenberg 40, B-3001 Heverlee, Belgium

[4] Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Dept Entomology
Vautierstraat 29, B-1000 Brussels, Belgium

[5] Ghent University, Dept Biology, Section Marine Biology
Krijgslaan 281, S8, B-9000 Ghent, Belgium

[6] Ghent University, Dept Biology, Research Group Algology
Krijgslaan 281, S8, B-9000 Ghent, Belgium

Abstract

Within the framework of LIFE, one of the larger nature restoration projects in Flanders was realized on the right bank of the estuarine part of the Yser. General aim of the initiative was to restore or create beach-dune-salt marsh ecotones with salt-fresh, dynamic-stable, wet-dry and mud-sand ecotones. In order to reach this goal, several large buildings and roads were broken down, an entire tidal dock was restructured and some 500,000m³ of dredging material was removed to restore or create intertidal and coastal dune habitats and their connecting ecotones. Measures were taken to avoid abrupt topographical transitions along potential ecological gradients. It was decided to begin monitoring (2001-2004) from the very start of the restoration process (1999-2003). Monitoring was multidisciplinary and realized in a partnership between several scientific institutes (Ghent University, Catholic University of Louvain, Royal Belgian Institute of Natural Sciences and Institute of Nature Conservation with facility support of VLIZ). Monitoring included the most relevant abiotic conditions such as sedimentation and erosion, topography and ground water fluctuations, and biological response variables, *i.e.* flora and vegetation, terrestrial arthropods, benthic macrofauna and birds. It was decided to include two monitoring levels, an area-covering monitoring of the entire nature reserve (ca. 128ha) and a detailed monitoring of

changes along transects perpendicular to the main ecological gradients. In this paper we present some results of the first three years of monitoring.

Keywords: Nature restoration; Monitoring; Estuary; Coastal dune; Ecotone.

Introduction

In a society where everything seems to focus on costs and benefits, it is vital that costs are evaluated quantitatively on their benefits and that preconceived goals are followed up on their extent of compliance. Therefore monitoring has become increasingly important, not in the least when dealing with the evaluation of result commitments made in nature conservation policy. Monitoring is defined as the intermittent (regular or irregular) surveillance carried out in order to ascertain the distance-to-target from a predetermined standard or the degree of deviation from an expected norm (Hellawell, 1991). Surveillance in this definition is referred to as an extended programme of surveys, undertaken in order to provide a time series, to ascertain the variability and/or range of states or values which might be encountered over time. In short, monitoring needs predefined goals, strictly defined standards, well-designed methods, rigorous follow-up in time and is meant to finally evaluate the distance-to-target from predefined goals.

A general problem of monitoring is finding the right sampling method to detect all relevant changes. When certain management measures need to be evaluated, it is important to be able to make the difference between management dependent and independent changes. Although several attempts have been made to design general monitoring schemes (*e.g.* Goldsmith, 1991; Van Olmen *et al.*, 2000; Van Dyck *et al.*, 2001; Demeulenaere *et al.*, 2002), every combination of predefined goals and hence every site has got its specific characteristics and needs therefore a specific, but standardized approach (*e.g.* Bonte *et al.*, 2001; Provoost *et al.*, 2004). Here we report on the approach used in a nature restoration project along the Yser Estuary at the Flemish coast.

Within the framework of LIFE, one of the larger nature restoration projects in Flanders was realized on the right bank of the estuarine Yser (Hoffmann, 2004). Restoration goals were a priori defined in an ecological target vision (Hoffmann *et al.*, 1996) and departed from the generally accepted thesis that areas rich in ecotones are potentially important hot spots of biological diversity, both at large scale (Schilthuizen, 2000; Smith *et al.*, 2001) at regional (*e.g.* Ward *et al.*, 1999) as at local scale (van Leeuwen, 1966). General aim of the initiative was to restore or create beach-dune-salt marsh ecotones with salt-fresh, dynamic-stable, wet-dry, mud-sand transitions and other biologically interfering gradients. Although beach-fore dune ecotones are an important part of the project, we here focus on the estuary-inner dune ecotones.

Methods

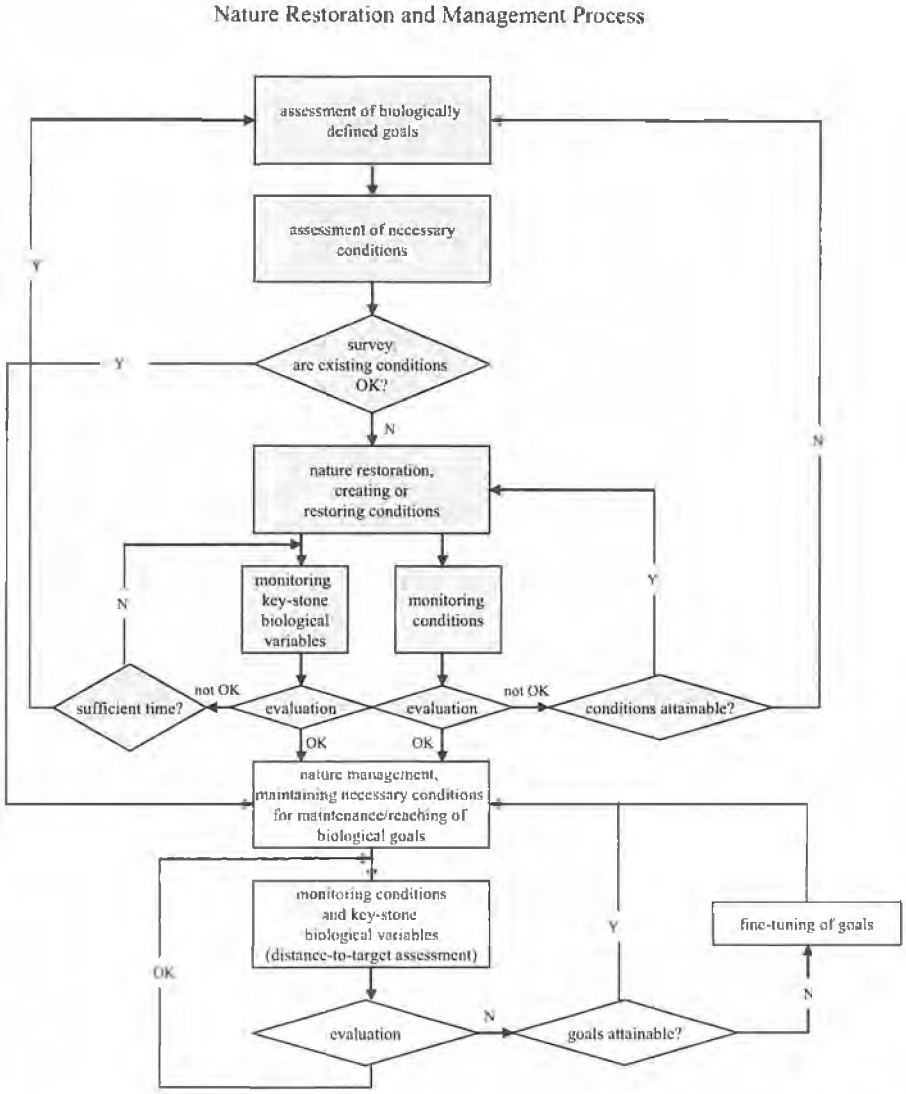


Fig. 1. General scheme of a nature restoration and management process. Steps that are dealt with in the restoration project at the Yser Estuary until 2004 are given in grey. Note that there is no end to the process and that monitoring is considered to be an inextricable part of it.

The nature restoration and management process at the Yser Estuary follows the generally applicable scheme given in Fig. 1. Hereafter, we will consecutively follow the different steps of the monitoring process, starting with the assessment of biological goals, followed by the assessment of necessary conditions, the survey of the existing conditions with a simultaneous survey of biological key-stone variables, immediately followed by monitoring of both, and finally a first evaluation of the survey result. The restoration process started in September 1999, the last large-scale measures were taken in spring 2003 (Herrier *et al.*, 2005). The monitoring programme started in the summer of 2001.

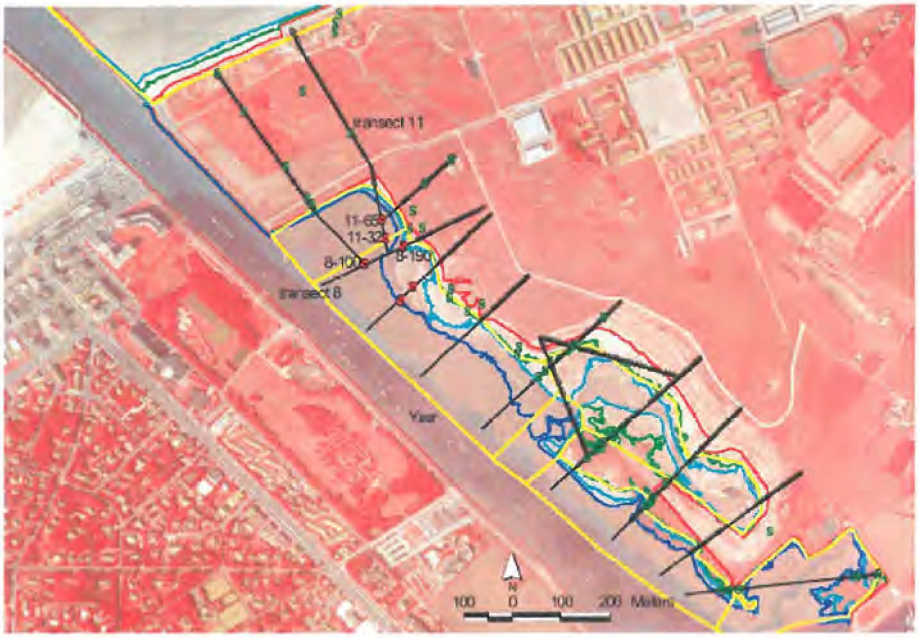


Fig. 2. False Colour Infrared aerial photograph of the nature restoration area in the Flemish Nature Reserve the IJzermonding, 29 July 2004. Monitoring transects and sampling points are indicated; black lines and circles: vegetation transects with permanent plots; green dots: invertebrate sampling sites; yellow polygons: areas distinguished for macrobenthos monitoring; red dots: permanent SE-plots; avifauna monitoring polygons are not given. Curved lines are tidal means (tide data from the period 1991-2000; Fremout, 2002), with topography based on the LIDAR-DEM (18 December 2002); dark blue: Mean Neap Tide High Water (MHWN); light blue: Mean High Water (MHW); green: Mean Spring Tide High Water (MHWS); red: Highest High Water (HHW).

Assessment of biologically defined goals

After several preliminary reports (Decleer and Meire, 1992; Bossu, 1993; Herrier, 1994), a definite ecological target vision was developed in 1996 (Hoffmann *et al.*, 1996). The general goal of the nature restoration project was to restore or create typical ecotones between beach, coastal dunes and estuary without further deterministic biological goals. These transitions should be as close as possible to the situation before dominance of

human impact. Reference was obtained through interpretation of topographic maps from the 18th and 19th century. However, when aiming at ecotone restoration, a paradox occurred immediately, since monitoring needs clearly defined goals that can be measured and evaluated in distance-to-target figures. They are often defined as particular habitats or plant communities, which are considered as discontinuous entities. This contrasts with the goal to restore continuous ecotones. Based on the ecosystem vision of the Flemish coast (Provoost and Hoffmann, 1996), certain ecotopes per ecotone could be expected. Per ecotope several target habitats could be distinguished. Within the ecotope 'fore dune', target habitats were mobile open dune and calciphilous moss-dominated grey dune. Within the ecotope stabilized dune, target habitats were dry moss-dominated grey dunes, calciphilous grassland and coastal scrub. In the intertidal ecotope, target habitats were tidal gullies, mudflats, salt marsh, floodmark vegetation, young and open dunes. All of these target habitats can be evaluated on abiotic conditions as well as biological responders.

Assessment of necessary conditions

Necessary conditions for the development of the aspired ecotones are multiple. Basically though, they can be reduced to a small number of primary prerequisites: 1) Tidal movement of silt-loaded salt water in an only moderately dynamic environment, allowing a certain degree of sedimentation. This will allow spontaneous and natural development of salt marshes if condition five is met with; 2) Sand supply from the sea and aeolic sand transport is necessary for the development of new coastal sand dunes. However, since the main goal of the nature restoration process was to enlarge the intertidal salt marsh and mud flat area, bordering an *existing* dune landscape, marine and subsequent aeolic sand transport are not absolutely necessary to meet the biological goals, although the naturalness would greatly enhance when both processes would be in action; 3) Ground water conditions are vital for the development of different dune habitats and, to a minor extent to intertidal habitats (Criel *et al.*, 1999), reason why also ground water fluctuations and quality (conductivity) were investigated; 4) Topography is an indirect abiotic condition, *e.g.* dictating the annual inundation frequency of intertidal areas. Only sedimentation and erosion and topography are dealt with here.
Often overlooked but at least as important as abiotic conditions, is 5) Presence of diaspores of the organisms that are aspired to appear along the created or restored ecotones. This condition is becoming increasingly important in nature restoration projects that are realized in a highly fragmented landscape. Within the scope of this monitoring project, only the presence of angiosperm diaspores was studied (see Bossuyt *et al.*, 2005).

Creating or restoring conditions

The process of nature restoration is being dealt with in this volume by Herrier *et al.* (2005) [more details are given in Hoffmann (2004)].

Monitoring of conditions

Sediment characterization

Three characteristic sediment fractions were found: 1) A fine sand fraction with a diameter of approx. 200µm; this fine sand has the same characteristic diameter as the sand found in the dune and dry beach area; 2) A clay fraction with characteristic diameter of 10µm, *i.e.* the same characteristic size as the clay from the older parts of the intertidal zone; 3) A (coarse) silt fraction with characteristic diameter of 60µm; this fraction only appears in a limited number of samples and its origin is unknown.
Due to the large variability of the sediment distribution of the individual samples even in locations that are relatively close, it was very difficult to get a synoptic view from the point measurements. Therefore and to obtain an area-covering picture, airborne hyperspectral remote sensing techniques were used. They allow a relatively good spatial and spectral resolution, though they can never compete with actual field measurements. Three images were available: one image from the Digital Airborne Imaging Spectrometer (DAIS) in 2001 and two images from the Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI) in 2001 and 2003 [details are given in Toorman *et al.* (2004); Adam (2004); Adam *et al.* (2005)].
Soil erosion strength is an important factor for the stability of the surface to hydrodynamic forces. Vanhonacker (2004) carried out an in-situ erosion test. Values found for the erosion strength of the soft mud and estimates of the bottom shear stress from maximum flow velocities in certain zones on the tidal flats obtained from a hydrodynamic model (see below), are of the same magnitude pointing at a dynamic system and locally at a potential for surface erosion.

Topographic measurements

A digital elevation model (DEM) was derived from a LIDAR scan (18 December 2002). Results were used to construct lines of equal tidal means in Fig. 2. The resolution is about 1 point per $4m^2$ with a standard deviation of 7cm for the vertical positioning. Unfortunately no other LIDAR campaigns for this area have been done since; a detailed balance for the area could therefore not be made. At regular intervals along the transects, detailed ground level measurements were done in four consecutive summers (2001-04; two exemplary transects are given in Fig. 3). At six locations detailed measurements were done on a monthly basis, using a so-called 'Sedimentation-Erosion Plot' (SEP; Fig. 3).
The topographic measurements along the transects suggest a smoothing of the intertidal areas that were created by the restoration works (Fig. 3). At a number of locations erosion is visible, particularly along the northern edge of the former tidal dock, where the large stones (part of the former embankment) have resurfaced. This trend was foreseen in the feasibility study for the nature restoration plan (Hoffmann *et al.*, 1996) since old maps showed a recess at the same location. The concave shape of some of the transects also points at an erosion behaviour, but other transects have a convex shape indicating either stable or accumulating tidal flats (Fig. 3). The SEP-plots, that were installed at critical locations in the newly created intertidal areas show quite contrasting sedimentation-erosion patterns, ranging between an overall 25cm height increase (Fig. 3)

and 60cm height decrease. However, most of the topography changes are rather small and yearly sedimentation and erosion budget changes appear to be slow.

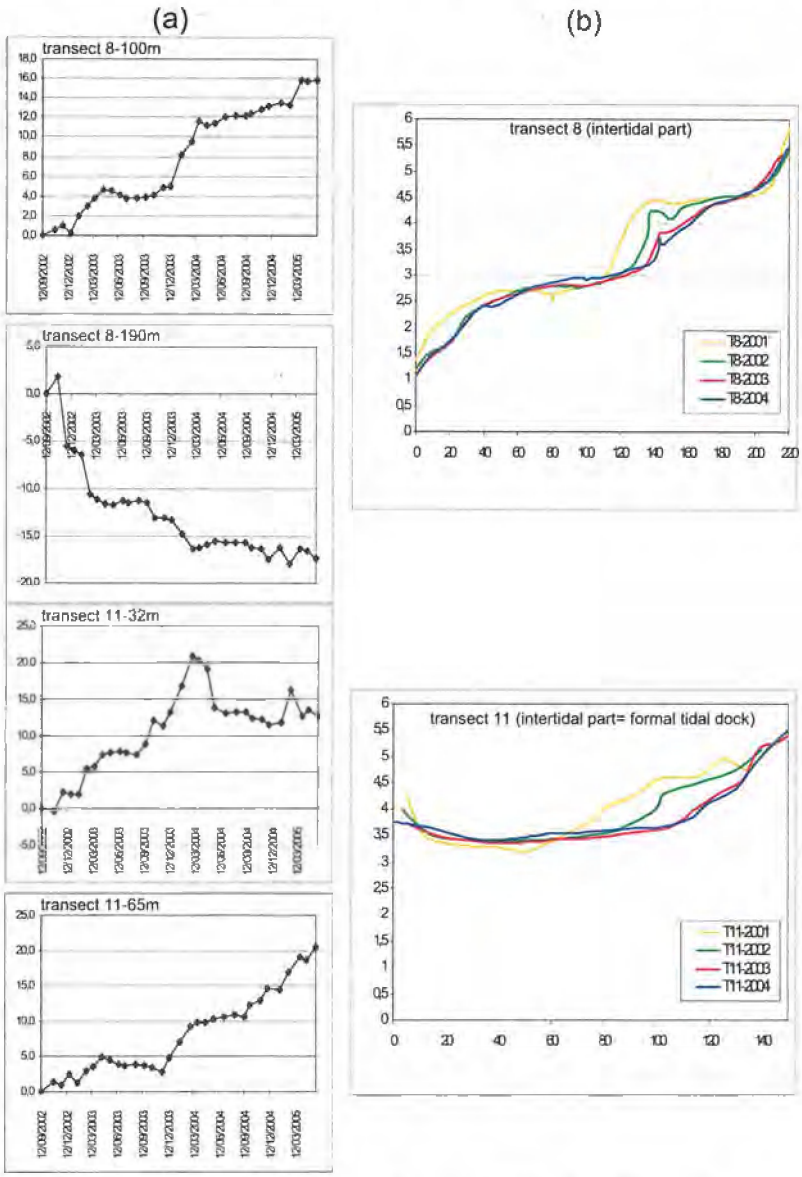


Fig. 3. (a) Monthly topographic measurements (September 2002 - June 2005) at four contrasting SEP-sites; y-axis indicates relative topography change in cm; (b) Topographic measurements in two transects in four consecutive years (summer 2001- summer 2004); y-axis in m TAW. The location of SEP's and transects are given in Fig. 2.

Hydrodynamic modelling

The hydrodynamic conditions are the determinant for the dynamic system of sedimentation and erosion in the area. In order to understand this system better, detailed numerical modelling can be useful. Caluwaert (2002) and Nolivos and Choudhury (2004) have made a 2D-vertically integrated numerical model of the study area using the TELEMAC modelling system. The calculated depth averaged flow velocities agree quite well with in-situ ADCP measurements. Work on morphodynamic modelling is ongoing, using the TELEMAC modules for bed load and suspended sediment transport.

Monitoring of key-stone biological variables

Macrobenthic fauna

(Macro)Benthic organisms are a vital component of any estuarine ecosystem. Not only do they represent an important part of biodiversity as such, they are an indispensable link in the food chain, e.g. as food for the typical estuarine benthivorous bird populations. Therefore, much monitoring attention was given to the benthic macrofauna in order to describe its biodiversity, its biomass and its colonisation of the newly created intertidal habitats (Wittoeck *et al.*, 2004). Sampling was done at low (+1m MLLWS), intermediate (+2.5m MLLWS) and high (+4.5m MLLWS) intertidal level, in several transects throughout the entire intertidal area, during three sampling events (Oct 2001-Sep2002-Jan2004). Sediment samples were taken for Coulter counter analysis of the sediment size distribution. The mudflats around an old creek (the Creek of Lombardsijde) served as a reference for the evaluation of benthic fauna development of the newly created intertidal area, since these mudflats were not directly influenced by restoration works.
The reference showed a significantly higher silt content than the newly created intertidal sections (the so-called disturbed sections); they all showed a more coarsely-grained substrate.
In all, 44 macrobenthic taxa were identified. Total number of individuals ranged from 0 to 113,100 individuals.m^{-2} with a mean density of 16,509 ± 2,334 individuals.m^{-2}.
In general, a significant negative Spearman rank correlation (r_s= 0.41; $p<0.0001$) was found between median grain size of the sediment samples and macrobenthic species richness: the coarser the sediment, the lower the species richness. A similar negative correlation was found between macrobenthic density and median grain size (r_s=-0.36; $p<0.0001$), indicating the primary importance of silt content of the sediment for macrobenthic fauna.
A clear differentiation appeared along the altitudinal intertidal gradient (low-intermediate-high). In general, lowest densities were found in the lower part (+1m MLLWS), highest densities in the intermediate part (+2.5m MLLWS) and intermediate densities in the upper part (+4.5m MLLWS) of the intertidal section of the ecotone.
The more sheltered intertidal area showed relatively low macrobenthos density and biomass. This can possibly be explained by the coarsely-grained substrate of this section at the beginning of the project. Only locally a thin layer of silt was deposited during the past three years, not allowing the establishment of a benthic macrofauna (yet). Above that, the area is situated at the higher altitude of the intertidal gradient (Fig. 2), which proved to be poorer in species and densities than the intermediate heights.

When comparing all intermediate heights, disturbed habitats generally showed higher densities than the undisturbed reference, while total benthic biomass was significantly higher in the former tidal dock. Diversity, expressed in number of species, on the other hand, was lowest in the former tidal dock.
The most prominent species were the crustacean species *Corophium volutator* (70% of the samples), the oligochaete species Oligochaeta spp. (most of which (if not all) belong to the species *Tubifex costatus*) (62%) and *Tubificoides benedeni* (36%), the polychaete species *Nereis diversicolor* (45%), *Eteone longa* (24%), *Heteromastus filiformis* (22%) and *Pygospio elegans* (21%) and the mollusc species *Macoma balthica* (29%).
In time, the total number of benthic macrofauna species steadily increased from 14 in 2001, over 18 in 2002 towards 25 in 2004. Some month after restoration works were finalized, the mudflats showed on average 4.5 species.dm^{-2}. This number increased steadily during the monitoring period until January 2004 (after approx. 3 years) to 5.5 spp.dm^{-2}. Macrobenthos density on the other hand did not show a steady trend through time, probably due to much stronger season dependent density trends. Highest densities were found in the summer samples of 2002. At intermediate altitudes within the intertidal gradient, species diversity was always higher (5-9 spp.dm^{-2}) than at high and low altitudes, respectively.

Avifauna

The Yser Estuary has always been an important resting and foraging area for wintering and migrating bird species. It has never been extremely important for breeding birds, unless the inner dunes, which are long known for their small, but regionally important breeding population of Northern Wheatear (*Oenanthe oenanthe*).
Water birds were regularly counted during high water, when all birds are concentrated on high tide roosts within the nature reserve. During the monitoring period (July 2001 – June 2004), 109 bird counts were realized. Counts were more frequent in winter than in summer, but all seasons were dealt with. Included in the counts were divers, grebes, herons and egrets, cormorants, swans, geese, ducks, waders and terns. Gulls were not systematically counted.
The total number of water birds reaches quantities of up to 5000 individuals in February (more detailed information in Devos and De Groote, 2004). Expressed in number of bird days, figures raise to more than 170,000 in January-February. On a yearly basis, Oystercatcher (*Haematopus ostralegus*; throughout the entire year) and Dunlin (*Calidris alpina*; concentrated in winter and early spring) are by far the most prominent water birds (together ca. 50% of total bird days), but strong seasonal differences appear; *e.g.* ducks, cormorants, gulls and terns are relatively more prominent in summer, while waders are by far the most frequent water birds in winter.
Since restoration activities started, the number of bird days of Redshank (*Tringa totanus*), Dunlin and Common Ringed Plover (*Charadrius hiaticula*) increased significantly (comparison of pre and post restoration period of two years each) with more than 50%, while the number of Oystercatcher, Black-bellied Plover (*Pluvialis squatarola*) and Ruddy Turnstone (*Arenaria interpres*) increased with up to 15% (increase not significant though).
As soon as new non-vegetated higher intertidal area and lower sandy substrate became available, pioneer breeding species as Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) and

Little Ringed Plover (*C. dubius*) appeared in small numbers. In 2005, the first frequent breeding activities of Avocet (*Recurvirostra avosetta*) and Common Tern (*Sterna hirundo*) were recorded.

Flora and vegetation

Being the biological foundation of most terrestrial ecosystems, vegetation is often a basic monitoring item in nature restoration and management projects. Being a multivariate variable, vegetation as such is difficult to monitor though, let alone to evaluate, since no clear-cut criteria are available to judge the distance-to-target of vegetation. On the other hand, vegetation relevés give relevant, quantitative information on the flora at a higher resolution level than individual floristic data. To combine pros and cons of both, flora data on rare and dune specific or habitat indicator species were collected for the entire area, while vegetation data were collected systematically along transects perpendicular to the most important ecotones (Fig. 2). Vegetation changes were followed through yearly sampling of permanent plots. In 2001, 181 permanent plots were led out in 11 transects, in 2003 the number of plots was increased to over 500, the number of transects was raised to 13. Evaluation of the first successional trends was done after three years of monitoring (2001-2004; Hoffmann *et al.*, 2004). Eighteen different vegetation types were distinguished, using structural and quantitative floristic criteria. At least the intertidal types were clearly differentiated according to relative flooding frequency (Fig. 4).

Already in the first year after restoration, newly created intertidal areas were colonized by annual salt marsh species; habitat specific annuals appeared equally rapid in the appropriate sandy habitat at the floodmark (*Salsola kali* ssp. *kali, Cakile maritima, Beta vulgaris* ssp. *maritima, Atriplex littoralis*). Most abundantly establishing salt marsh annuals were *Salicornia europaea* and *Suaeda maritima* and to a lesser extent *Salicornia procumbens, Spergularia marina* and *S. media*. They gave the newly created, more or less sheltered, initially bare, silty intertidal habitats a truly vegetated appearance within two years after creation. The more exposed, and the sandier, new intertidal habitats on the other hand were colonized only slowly and sparsely, until recently giving them a rather bare non-vegetated sand flat appearance. Perennial salt marsh species did not yet or only very rarely (*Limonium vulgare*) colonize the newly created intertidal areas, not even the sheltered locations. This differentiation between annuals and perennials is well related to the seed bank data, showing the abundant presence of salt marsh annuals and the well nigh absence of perennial species (Bossuyt *et al.*, 2005).

Plant species that were formerly registered from the area, but that disappeared during the last decades (*Armeria maritima, Parapholis incurva, Juncus maritimus, Carex extensa, C. divisa, Halimione pedunculata, Oenanthe peucedanifolia, Trifolium squamosum*; Pire, 1862; Goetghebeur, 1976) did not re-establish yet. Pleasant exception is the recent reappearance of *Carex distans*.

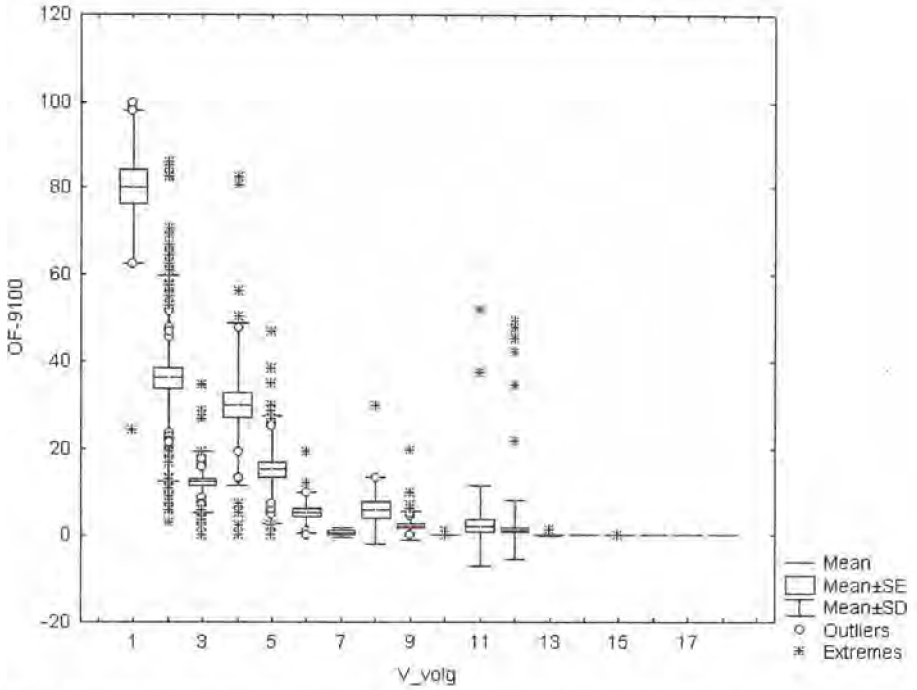


Fig. 4. Relative flooding frequency range of all 18 vegetation types, that were distinguished in 523 permanent plots in 13 transects along the salt marsh – dune ecotone in the Flemish nature Reserve 'the Ijzermonding': 1: Spartinetum townsendii; 2: Salicornietum brachystachyae; 3: Suaedetum maritimae; 4: Puccinellietum maritimae; 5: Atriplici-Elytrigietum pungentis; 6: Chenopodietum rubri; 7: Saginion maritimae; 8: Atriplicetum littoralis; 9: Honckenyo-Agropyretum juncei; 10: Ammophiletum arenarii; 11: Bromo-Corispermetum; 12: Echio-Verbascetum; 13: Phleo-Tortuletum ruraliformis; 14: Sileno-Tortuletum ruraliformis; 15: Festuca-Galietum veri; 16: Cladonio-Koelerietalia; 17: Hippophaeo-Sambucetum; 18: RG Urtica dioica [Galio-Urticetea]; OF91-00: calculated flooding frequency of the altitude at which the plots are situated; syntaxonomical nomenclature follows Schaminée et al. (1995). Classification is largely based on the outcome of an ASSOCIA-analysis (van Tongeren, unpubl. programme).

Terrestrial arthropods

Results of part of the monitoring efforts on terrestrial invertebrates (ground beetles and spiders) are reported elsewhere in this volume (Desender *et al.*, 2005; for more details, see Desender *et al.*, 2004). Spiders and ground beetles were sampled with classical pitfalls, located at several sites along nine transects within the study area (Fig. 2) and at ten sites that are already monitored long before this monitoring project started (Desender *et al.*, 2004). Per site three replicas were installed. Other invertebrates that were studied belong to the Diptera (flies) (details in Grootaert *et al.*, 2004). To investigate flies and flying activity of other arthropods white, water traps (Pollet and Grootaert, 1994) were used, during three consecutive years. In 2003, supplementary interception traps in the form of window traps were used to sample flies.

A quick colonisation of the newly created habitats by target Empididae (dance flies) was observed. These new habitats also attracted new Empididae species that were never found before in the area, while recent disturbance due to the restoration activities, (temporarily) caused target species of specific habitats to be found in other habitats as well. During the monitoring period three species of Asilidae (robber flies) were found of which one was new for the Flemish coast, while four species of Bibionidae (March flies), six species of Therevidae (stiletto flies), one species of Bombyliidae (bee flies) and five species of Stratiomyidae (soldier flies) were caught.
Special attention was given to the Dolichopodidae (long-legged flies) (details are given in Pollet, 2004). At least 47 species could be identified, including some very rare and red list species (40% of all identified species). Approx. 36% are typical representatives of river banks, while approx. 22% are more or less specific for coastal dunes. Over the three years of investigation, a gradual increase in species richness was observed at all sampling sites. Moreover, four critically endangered to fairly rare Dolichopodid species that are typical for coastal riparian or littoral habitats were recorded here for the first time. On the other hand, four species that were previously known from the intertidal environment were not recorded again/yet. It was concluded that the newly created habitats contain a relatively rich Dolichopodid fauna with several typically coastal species.

Evaluation

Monitoring is primarily focussed on the distance-to-target evaluation of initiatives, taken to reach certain nature restoration or nature development goals. The primary goal of this particular project was the creation or restoration of estuary-dune ecotones. Has this goal been achieved already after only three years?

Abiotic conditions

Indeed, the estuary-dune ecotone has been restored or created, showing continuous gradients of *e.g.* salt-fresh water, mud-sand, wet-dry, dynamic-stable. Nonetheless, most monitoring partners conclude that the degree of silt sedimentation in the lower part of the ecotone seems to be low to very low. It was shown that silt content is significantly lower at the newly created intertidal habitats than at the reference site (Creek of Lombardsijde). Topographical measures along transects have proven that no net sedimentation seems to occur, at some places (sometimes severe) erosion takes place, at others (sometimes strong) sedimentation is at work. This might very well mean that the system is evolving towards an internal equilibrium, but might also indicate that it receives no external sediments from the river. Although nothing definite can be said about the sediment-erosion balance yet, sediment input is surely vital for natural and spontaneous salt marsh development.
In connection with the dredging activities for the navigation channel, regular bathymetric surveys are done. Recent measurements of suspended material in the Yser point out that silt is mainly imported from the sea and hardly from the upstream part of the river. Most of this marine silt material is artificially exported again from the system through recurrent dredging activities. The recent deepening of the navigation channel (needed for dredging with a suction hopper dredger), will possibly have a further negative impact on

silt input to the intertidal mudflats and salt marshes. Marine silt material that is deposited at a lower level in the deepened navigation channel, will less probably be re-suspended and transported to the mudflats and salt marshes than in the case of a shallower channel.

The middle part of the estuary-dune ecotone (the upper zone of the intertidal area) is well developed; data on aeolic transport are lacking though, reason why the abiotic development of this part of the ecotone is difficult to evaluate. The same is true for the upper part of the ecotone. Newly created dunes have been stabilized with marram grass (*Ammophila arenaria*) and appear to develop positively. However, these inner blond dunes show far less aeolic dynamics than the fore dunes and seem therefore to stabilize very quickly.

Biological responders

Restoration of abiotic conditions can never be the sole goal of a nature restoration project; of course the expected biological responders should react in a positive way. Did they?
The botanists found a clear relation between spontaneous salt marsh development and silt accretion in the intertidal area, sites rich in silt and right above MHW are almost immediately colonized by salt marsh annuals, other, sandier places are far less easily colonized and often with rather eurytopic, salt tolerant plant species. It is expected that *Elymus athericus* will quickly start to dominate the salt marsh in these conditions, since this very competitive species is favoured by sandy, well-drained and oxygen-rich soil.
Desender *et al.* (2005) are also not convinced that the newly arrived typical salt marsh ground beetles and spiders will permanently establish, since they expect the dominance of sand above silt accretion to have a negative effect on the natural development of a typical salt marsh system and will endanger the maintenance of pioneer stages on the salt marsh.
Observations of the benthic macrofauna show a clear positive relation between silt content and benthic biomass and diversity. On the other hand, the benthic fauna seems to colonize the newly created intertidal habitats very quickly. Densities are already in the same order of magnitude as those found in comparable estuarine habitats from climatologically similar locations, such as Balgzand (Wadden sea; Beukema, 1979), Königshafen (Reise, 1985) and the Westerschelde (Ysebaert, 1993, 2003). Benthivorous bird species, e.g. Redshank, Dunlin, Oystercatcher and all three Plover species, forage very frequently in the newly created intertidal habitats (De Groote, 2003) and have increased in number since the intertidal area was enlarged. The enlargement alone explains at least partly the recent and frequent breeding activities of several water bird species.
It can be concluded that the creation of intertidal area is very positively evaluated, but that the sediment-erosion balance remains a critical bottle-neck. All monitoring partners conclude that further systematic monitoring is vital to further evaluate abiotic and biological changes in the still very young and quickly evolving ecosystem.

Instead of typical fore dune marram dune development, the created inner dunes in the upper part of the ecotone (above MHWS), rather show a development of more or less

ruderal, pioneer vegetation among the planted marram grass. No colonization of typical fore dune species occurred yet, but both ruderalisation and the lack of colonization by typical marram dune species are expected to be temporary phenomena.

Monitoring problems and further monitoring

Monitoring should be a recurrent element of every nature restoration and management process (Fig. 1). Since the evaluation of distance-to-target is an intrinsic part of the monitoring process, one needs initial goals with well-defined standards. Although a system of nature typology has been developed for Flanders (http://www.inbo.be), enabling managers to define restoration and management goals, a quantifiable standard per nature type has not yet been developed. Developing such a generally applicable standard remains a hard job to do, because of the multivariate character of every nature type and because of the local specificity of every single nature reserve and nature restoration project. Above that, not all people involved in nature conservation, development and management are convinced of neither the possibility nor the necessity to force nature into the deterministic straitjacket of pre-defined nature target types. Nonetheless, we consider it important to develop such a system in order to be able to quantify the distance-to-target and hence to be able to evaluate result commitments.

To judge the changes in environment and biodiversity after nature restoration initiatives, monitoring should be continued much longer than an initial period of three years. Changes on the short term can be due to seasonal fluctuations or due to population density fluctuations of the target species in general. Above that, biotic response variables, such as vegetation, generally react slowly on changed conditions.
In the nature restoration project at the Yser Estuary, monitoring was very intensive during the first three years, and therefore very time-consuming and costly. The further follow-up can be simplified and made less intensive in time (*e.g.* surveys every one to five years, depending on the variable to be surveyed) and space (not all 13 transects and with vegetation plots every 5m, but *e.g.* a number of plots per vegetation type or per ecologically defined part of the ecotone). Monitoring can also and perhaps preferably be focussed on a selection of positive and negative process indicators (see *e.g.* Desender *et al.*, 2005; Van Dyck *et al.*, 2001; Maes and Van Dyck, 2005; Van Reeth and Vanongeval, 2005), which are sensitive to changes in the environment.
New measures, such as the recently introduced grazing by sheep on the tidal marsh, should again be followed intensively at the beginning. The sedimentation-erosion budget should be estimated on a regular basis, certainly if positive measures (*i.e.* changes in external water management measures, ensuring better chances for silt input) are possible. Area-covering vegetation mapping would best be realized every five years.
Monitoring continues for terrestrial arthropods (spiders and ground beetles), vegetation, flora and avifauna. For the further follow-up of the sedimentation balance, it has been chosen to further develop the area-covering interpretation of hyper spectral images (part of a recently started FSR-project). Next to that SE-plots are further followed and transects are measured on a yearly basis. Sheep grazing impact on vegetation is monitored rather intensively through an ex-/enclosure technique and through research on habitat and diet selection of the sheep, using the instantaneous sampling method (Lamoot *et al.*, 2004). All these monitoring initiatives are taken by the research groups

themselves, of course in mutual consultation of the manager of the Flemish nature reserve, being the Nature Department of AMINAL (Ministry of the Flemish Community).

Acknowledgements

We wish to thank the Nature Department of AMINAL (Ministry of the Flemish Community) and the European Community for the financial support through LIFE, enabling us to realize the monitoring project. We are also very grateful for the technical support offered by the Flanders Marine Institute (VLIZ) in the registration of abiotic conditions and AWZ-AWK for putting available several data on abiotic conditions.

References

Adam S. 2004. Characterization of intertidal mudflats using hyper spectral remote sensing. Case study: 'De IJzermonding'. MSc Thesis, Post-graduate Programme in Earth Observation, KU Leuven.

Adam S., S. Salama and J. Monbaliu. 2005. Sediment characterization in the 'IJzermonding' using empirical orthogonal functions: application to CASI. p.???-???. In: Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International conference on nature restoration practices in European coastal habitats. Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds).VLIZ Special Publication 19, x + ??? p.

Beukema J.J. 1979. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea: effects of a severe winter. Neth. J. of Sea Res. 13:203-223.

Bonte D., E. Cosyns, K. De Maeyer, S. Provoost and M. Hoffmann. 2001. Monitoring van de effecten van begrazingsbeheer op vegetatie, flora en fauna van de Vlaamse natuurreservaten langs de Vlaamse kust. Deel 1. Vastleggen van de uitgangssituatie en eerste monitoringresultaten. Ghent University, Ghent. 120p.

Bossu P. 1993. Het plan Zeehond. Een actieplan voor de IJzermonding en omgeving. Snelschrift 1993/2, Natuurreservaten v.z.w., Brussels. 15p.+suppl.

Bossuyt B., E. Stichelmans and M. Hoffmann. 2005. The importance of seed bank knowledge for the restoration of coastal plant communities – a case study of salt marshes and dune slacks at the Belgian coast. p.???-???. In: Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International conference on nature restoration practices in European coastal habitats. Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds).VLIZ Special Publication 19, x + ??? p.

Caluwaert E. 2002. Studie van hydrodynamica en sedimenttransport in de IJzermonding. Eindwerk Dept Burgerlijke Bouwkunde, KU Leuven. 88p.+suppl.

Criel B., W. Muylaert, M. Hoffmann, L. De Loose and P. Meire. 1999. Vegetatiemodellering van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde. Ghent University and Institute of Nature Conservation, Report IN99.12, Brussels. 72p.

Decleer K. and P. Meire. 1992. Mogelijkheden voor natuurontwikkeling en natuurherstel aan de IJzermonding (Nieuwpoort). Internal note Institute of Nature Conservation, Hasselt. 7p.

De Groote D. 2003. Aantalsverloop, verspreiding en gedrag van watervogels in en rond de IJzermonding te Nieuwpoort in relatie tot het getij. Ghent University, Ghent, MSc thesis. iii+102p.

Demeulenaere E., K. Schollen, V. Vandomme, F. T'Jollyn, F. Hendrickx, J.-P. Maelfait and M. Hoffmann. 2002. Een hiërarchisch monitoringssysteem voor beheersevaluatie van natuurreservaten in Vlaanderen. Ghent University and Institute of Nature Conservation, Brussels, IN.R.2002.9. 158p.

Desender K., L. Baert and J.-P. Maelfait. 2004. Evaluatie van recente natuurontwikkelingsmaatregelen aan de IJzermonding en langetermijnmonitoring van loopkevers en spinnen. In: MONAIJ, Evaluatie van recente natuurontwikkelingsmaatregelen aan de IJzermonding, Hoffmann, M. *et al.* (Eds), Ghent University, Ghent. 385p.

Desender K., L. Baert and J.-P. Maelfait. 2005. Evaluation of the effects of recent nature development measures in the Yser Estuary on ground beetle and spider assemblages. p.???-???. In: Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International conference on nature restoration practices in European coastal habitats. Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds).VLIZ Special Publication 19, x + ??? p.

Devos K. and D. De Groote. 2004. Avifauna. In: MONAIJ, Evaluatie van recente natuurontwikkelingsmaatregelen aan de IJzermonding, Hoffmann, M. *et al.* (Eds), Ghent University, Ghent. 385p.

Fremout A. 2002. Overzicht van de tijwaarnemingen langs de Belgische kust. Periode 1991-2000. Oostende, Min. Vlaamse Gemeenschap, Afd. Waterwegen Kust, Hydrografie. 37p.+suppl.

Goetghebeur P. 1976. De vegetatie van slikken en schorren langs de IJzermonding in Nieuwpoort (West-Vlaanderen, België). Biol. Jaarb. Dodonaea 44:163-177.

Goldsmith F.B. (Ed.). 1991. Monitoring for Conservation and Ecology. Chapman and Hall, London. 275p.

Grootaert P., M. Pollet, D. Bonte and W. Dekoninck. 2004. Succes van natuurontwikkeling of natuurrestauratie gemeten aan de hand van Diptera. In: MONAIJ, Evaluatie van recente natuurontwikkelingsmaatregelen aan de Ijzermonding. Hoffmann M. *et al.* (Eds), Ghent University, Ghent:163-178.

Hellawell J.M. 1991. Developing a rationale for monitoring. In: Monitoring for Conservation and Ecology, Goldsmith, F.B. (Ed.). Chapman and Hall, London. 275p.

Herrier J.-L. 1994. Richtlijnen voor natuurherstel en –ontwikkeling langs de IJzermonding in Nieuwpoort. AMINAL, Dienst Natuurontwikkeling. Brussel. 9p.

Herrier J.-L., H. Van Nieuwenhuyse, C. Deboeuf, S. Deruyter and M. Leten. 2005. Sledgehammers, cranes and bulldozers: restoring dunes and marshes by removing buildings and soil. p.???-???. In: Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International conference on nature restoration practices in European coastal habitats. Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuyse and I. Dobbelaere (Eds).VLIZ Special Publication 19, x + ??? p.

Hoffmann M. 2004. De monding van de IJzer in ere hersteld. De Levende Natuur 105:188-190.

Hoffmann M. 2004. Inleiding. In: MONAIJ, Evaluatie van recente natuurontwikkelingsmaatregelen aan de IJzermonding, Hoffmann, M. et al. (Eds), Ghent University, Ghent. 385p.

Hoffmann M., S. Adam, L. Baert, D. Bonte, N. Chavatte, R. Claus, W. De Belder, B. De Fré, S. Degraer, D. De Groote, W. Dekoninck, K. Desender, K. Devos, H. Engledow, P. Grootaert, N. Hardies, F. Leliaert, J.-P. Maelfait, J. Monbaliu, M. Pollet, S. Provoost, E. Stichelmans, E. Toorman, H. Van Nieuwenhuyse, E. Vercruysse, M. Vincx and Jan Wittoeck. 2004. Monitoring Natuurontwikkeling IJzermonding, 2001-2004. Bundeling van deelrapporten, Ghent University, Ghent, on behalf of the Ministery of the Flemish Community, Aminal, Dept Nature, Cell Coastal zone. 385p.

Hoffmann M., W. De Belder, B. De Fré, H. Engledow, N. Hardies, F. Leliaert, S. Provoost, E. Stichelmans, H. Van Nieuwenhuyse and W. Vercruysse. 2004. Wierflora, zaadbank en vegetatie. In: MONAIJ, Evaluatie van recente natuurontwikkelingsmaatregelen aan de IJzermonding, Hoffmann, M. *et al.* (Eds), Ghent University, Ghent. 385p.

Hoffmann M., M. Hoys, J. Monbaliu and M. Sas. 1996. Ecologisch streefbeeld en natuurherstelplan voor het integraal kustreservaat 'De Ijzermonding' te Nieuwpoort-Lombardsijde met civieltechnische realisatiemogelijkheden. Ghent, Universiteit Gent on behalf of the Ministry of the. Flemish Community, AMINAL, Dept Nature. 107p.+suppl.+photos.

Lamoot I., J. Callebaut, E. Demeulenaere, J. Lacquière and M. Hoffmann. 2004. Time budget and habitat use of free-ranging equids: a comparison of sampling methods. In: Foraging behaviour and habitat use of large herbivores on a coastal dune landscape, Lamoot I., PhD, Ghent University, Ghent:115-127.

Maes D. and H. Van Dyck. 2005. Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium. Biological Conservation 123:177-187.

Nolivos I. and A. Choudhury. 2004. 2D hydrodynamic modelling of a tidal inlet using TELEMAC. Case study of 'De Ijzermonding'. MSc thesis, IUPWARE Programme, KU Leuven.

Pire L. 1862. Première herborisation de la Société Royale de Botanique de Belgique 1:110-130.

Pollet M. 2004. Diptera, Dolichopodidae In MONAIJ, Evaluatie van recente natuurontwikkelingsmaatregelen aan de Ijzermonding. Hoffmann M. *et al.* (Eds), Ghent University, Ghent. 385p.

Pollet M. and P. Grootaert. 1994. Optimizing the water trap technique to collect Empidoidea (Diptera. Studia dipterologica 1(1):33-48.

Provoost S., C. Ampe, D. Bonte, E. Cosyns and M Hoffmann. 2004. Ecology, management and monitoring of grey dunes in Flanders. Journal of Coastal Conservation 10:33-42.

Provoost S. and M. Hoffmann (Eds). 1996. Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. II. Natuurontwikkeling. viii+130p. + 2 suppl.

Reise K. 1985. Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions. Ecological studies 54. Springer-Verlag, Berlin.

Schaminée J., A. Stortelder and V. Westhoff. 1995. De vegetatie van Nederland 1. Grondslagen, methoden, toepassingen. Opulus Press, Uppsala. 296p.

Schilthuizen, M. 2000. Ecotone: speciation prone. TREE 15:130-131.

Smith T.B., S. Kark, C.J. Schneider, R.K. Wayne and C. Moritz. 2001. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. TREE 16:431.

Toorman E., J. Monbaliu and S. Adams. 2004. Sedimentprocessen In MONAIJ, Evaluatie van recente natuurontwikkelingsmaatregelen aan de IJzermonding, Hoffmann M. *et al.* (Eds), Ghent University, Ghent. 385p

Van Dyck H., D. Maes and I. Brichau. 2001. Toepassen van een multi-soortenbenadering bij planning en evaluatie in het Vlaamse natuurbeleid. Wilrijk, Rapport Universiteit Antwerpen.

Vanhonacker T. 2004. In-situ meting van de erosiekarakteristieken van slikken en schorren. Thesis Dept Civil Engineering, Catholic University of Louvain. ix+126+ixp.

Van Leeuwen C.G. 1966. A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. Wentia 15:25-46.

Van Olmen M., S. Vanacker and M. Hoffmann. 2000. Hoe aandachtssoorten en grondwaterstanden opvolgen? Institute of Nature Conservation, Brussels, IN.R.2000.3. 118p.

Van Reeth W. and L. Vanongeval. 2005. Indicatoren. In: Natuurrapport 2005. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud 24:22-35.

van Tongeren O. (unpubl. Programme). Programma Associa. Gebruikshandleiding en voorwaarden. 21p.

Ward J.V., K. Tockner and F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems:ecotones and connectivity. Regulated Rivers: Research and Management 15:125-139.

Wittoeck J., N. Chavatte, N.M. Vincx and S. Degraer. 2004. Benthos en benthische gemeenschappen In MONAIJ, Evaluatie van recente natuurontwikkelings-maatregelen aan de Ijzermonding. Hoffmann M. *et al.* (Eds). Ghent University, Ghent. 385p.

Ysebaert T., P. Meire, D. Maes and J. Buijs. 1993. The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde estuary. Neth. J. of Aqua. Ecol. 27:327-341.

Ysebaert T., P.M.J. Herman, P. Meire, J. Craeymeersch, H. Verbeek and C.H.R. Heip. 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde Estuary, NW Europe. Estuarine Coastal and Shelf Science 57:335-355.