

INSTITUUT VOOR NATUURBEHOUD
MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP

UNIVERSITEIT GENT
FACULTEIT LANDBOUW EN TOEGEPASTE BIOLOGISCHE WETENSCHAPPEN

November 1994

DENITRIFICATIE IN ZOETWATERGETIJDGEBIEDEN

VAN HET SCHELDE ESTUARIUM:

MOGELIJKHEDEN VOOR NATUURBEHOUD EN

-ONTWIKKELING

Onderzoeksvoorstel

ir. STEFAN VAN DAMME
Prof. Dr. ir. OSWALD VAN CLEEMPUT
Prof. Dr. ECKHART KUIJKEN

INSTITUUT VOOR NATUURBEHOUD
MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP

6 1 3 8



UNIVERSITEIT GENT
FACULTEIT LANDBOUW EN TOEGEPASTE BIOLOGISCHE WETENSCHAPPEN

November 1994

0307 004 6300



86-175

h 3759

DENITRIFICATIE IN ZOETWATERGETIJDGEBIEDEN
VAN HET SCHELDE ESTUARIUM:
MOGELIJKHEDEN VOOR NATUURBEHOUD EN
-ONTWIKKELING

Onderzoeksvoorstel

ir. STEFAN VAN DAMME
Prof. Dr. ir. OSWALD VAN CLEEMPUT
Prof. Dr. ECKHART KUIJKEN

INHOUDSOPGAVE

1. PROBLEEMSTELLING	1
Samenvatting	1
1.1. Het nitraatprobleem	1
1.1.1. Kenmerken en omvang van het probleem: globale situering	1
1.1.2. Situatie in de Noordzee	2
1.2. Het "wetland"probleem	2
1.3. Het Scheldebekken	3
1.3.1. Situering	3
1.3.2. Het nitraatprobleem in de Schelde	3
1.3.3. Habitatverlies van "wetlands" langs de Schelde	4
1.4. Mogelijke oplossingen voor het nitraatprobleem	5
1.4.1. Wijzigingen in landbouwpraktijken	5
1.4.2. Waterzuivering	5
1.4.3. Invloed van "wetlands"	5
1.5. Denitrificatie in "wetlands"	6
1.5.1. Algemeen overzicht	6
1.5.2. Factoren die denitrificatie beïnvloeden	7
1.5.3. Denitrificatie in getijdegebieden van de Schelde	8
1.6. Nitraatverwijdering en milieuconsequenties	9
1.6.1. Milieuproblematiek van N ₂ O	9
1.6.2. N ₂ O/N ₂ verhouding	9
1.6.3. N ₂ O productie in de getijdegebieden van de Schelde	10
2. DOELSTELLING	
2.1. Denitrificatie van getijdegebieden t.o.v. waterkolom en bodemsediment	11
2.2. Ruimtelijke en temporele variatie van denitrificatie binnen getijdegebieden	11
2.3. Toekomstperspektief	12
3. PROJEKTBSCHRIJVING	13
3.1. Inleiding	13
3.2. N-massabalans van de Durme	13
3.2.1. Motivatie en keuze van het studieterrein	13

3.2.2.	Geologische en hydrologische beschrijving van het Durmebekken	13
3.2.3.	Inventarisatie van de verschillende stikstofbronnen in de Durme	14
3.2.4.	Bemonstering van de waterkolom	14
3.3.	In situ sedimentbepalingen	15
3.3.1.	Fysische karakteristieken	15
3.3.2.	Chemische karakteristieken	16
3.3.3.	Biologische karakteristieken	16
3.3.4.	Meting van denitrificatie	16
3.4.	Laboratoriumexperimenten	17
3.4.1.	¹⁵ N tracer experiment	17
3.4.2.	Experimentele bepaling van water-sediment flux	18
3.5.	Klemtoon tijdens de tweede termijn	19
3.6.	Samenwerking	20
4.	PLANNING	21
5.	TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN	23
5.1.	Het Sigmaplan	23
5.2.	Modellering van de Schelde als ecosysteem	24

LITERATUURLIJST

APPENDICES

1. Probleemstelling

Samenvatting

Het nitraatprobleem, met als belangrijkste kenmerk eutrofiëring, komt duidelijk tot uiting in de Noordzee, en meer in het bijzonder aan de monding van de Schelde en in het Schelde estuarium. Wijzigingen in landbouwpraktijken en de toenemende ontplooiing van waterzuiveringsinstallaties zijn als maatregelen tegen nitraatinput in de Schelde onvoldoende. Herstel van "wetlands" wordt geschat een economisch veel efficiëntere strategie te zijn om stikstofinputs in estuaria te beperken. De belangrijkste oorzaak hiervan is denitrificatie. In dat opzicht is onderzoek van zoetwatergetijdegebieden zeer schaars, en bestaat er een gebrek aan kennis om de mogelijkheid tot denitrificatie in zoetwatergetijdegebieden in te schatten. De invloed van het getij als karakteristieke factor op denitrificatie is nauwelijks onderzocht. Bovendien is de ruimtelijke en temporele variatie van denitrificatie zo groot, dat de bestaande, schaarse, resultaten onvoldoende representatief zijn. De mogelijkheden die bestaan om zoetwatergetijdegebieden te herstellen maken onderzoek van denitrificatie in zoetwatergetijdegebieden daarom zeer nuttig.

1.1. Het nitraatprobleem

1.1.1. Kenmerken en omvang van het probleem: globale situering

Eén van de belangrijkste kenmerken van het nitraatprobleem is eutrofiëring. Fytoplanktonproductie in verschillende kustzones en in een aantal meren is gelimiteerd door stikstof, andere zijn gelimiteerd door stikstof of fosfor. Een verhoogde stikstofaanvoer kan daardoor aanleiding geven tot overvloedige algenbloei (Seitzinger, 1988; Graneli et al., 1990; Billen, 1993; Heathwaite, 1993; Owens, 1993).

Er zijn sterke aanwijzingen dat het nitraatprobleem gedurende de laatste 20 jaar een schaalvergroting heeft ondergaan. Wat ooit een lokaal verontreinigingsprobleem was, is uitgegroeid tot een milieuprobleem met regionale dimensies (Heathwaite et al., 1993). Voldoende bewijs is aanwezig om te kunnen stellen dat indien geen maatregelen getroffen worden om de hoeveelheid en de snelheid van nitraat input in oppervlaktewateren te reduceren, de schaal van het nitraatprobleem kan verschuiven naar een continentaal niveau, met wijdverspreide verontreiniging van zowel zoete als mariene wateren.

De gemiddelde concentratie van stikstof in antropogeen onbezoedelde rivieren wordt geschat op 0,015 mg NH_4^+ -N/l, 0,001 mg NO_2^- -N/l en 0,1 mg NO_3^- -N/l (Heathwaite et al., 1993). In 1988 kon minder dan 10 % van de Europese rivieren als antropogeen onbezoedeld geklasseerd worden (UNEP/WHO, 1988). De mediaanconcentratie van nitraat in meetstations van "Global Environment Monitoring Systems" (GEMS) buiten Europa was 0,25 mg NO_3^- -N/l, terwijl de mediaanconcentratie binnen Europa 4,5 mg NO_3^- -N/l was (WHO/UNEP, 1987). Meer dan 10 % van de Europese rivieren had een nitraatconcentratie tussen 9 en 25 mg NO_3^- -N/l. In een aantal rivieren wordt de volgens de Europese Richtlijn voor Drinkwater (80/788) maximaal toegelaten concentratie van 11,3 mg NO_3^- -N/l overschreden (Ball, 1993).

1.1.2. Situatie in de Noordzee

De afvoer van verhoogde stikstofvrachten veroorzaakt ook eutrofiëring in de kustzeeën. Er is b.v. voldoende bewijs om te kunnen stellen dat rivieren van dichtbevolkte gebieden verantwoordelijk zijn voor het transport van 4 keer zoveel stikstof naar de Noordzee als zou voorkomen onder natuurlijke omstandigheden. Deze aanrijking treft vooral de kustzones en de estuaria (Persoone, 1991). Sinds 1950 heeft de verhoogde stikstofbelasting van Rijn en Maas de stikstofconcentratie in de Nederlandse kustwateren 3 tot 5 maal doen toenemen. Effecten van eutrofiëring op de biologische gemeenschappen in het westelijk deel van de Waddenzee konden hiermee in verband worden gebracht (Nienhuis, 1993).

1.2. Het "wetland" probleem

"Wetlands" zijn zeldzame gebieden die reeds vanuit het verleden sterk bedreigd zijn. Het areaal van "wetlands" wordt globaal geschat op 8.558.000 km². Het wereldwijd verlies aan "wetlands" te wijten aan menselijk ingrijpen wordt geraamd op 50 % (Beazley, 1993). Het verlies aan "wetlands" in de Verenigde Staten sinds de jaren 1700 wordt geschat op 53 %. Van 1950 tot 1970 werd er een verlies van 185.000 ha, zijnde 8,5 %, vastgesteld (Mitsch & Gosselink, 1993). Die bedreiging en het voortschrijdend verlies aan areaal is vooral te wijten aan het standpunt dat het beter is de natuurlijke omgeving te bedwingen dan de mogelijkheden ervan te benutten. Heden worden nochtans veel waardevolle eigenschappen van "wetlands" erkend (Mitsch & Gosselink, 1993).

1.3. Het Scheldebekken

1.3.1. Situering

Beide hierboven besproken problemen, een verhoogde concentratie aan nitraat en het verlies aan "wetlands" zijn prominent aanwezig in de waterlopen van het Scheldebekken. Het Scheldebekken is zo'n 23.000 km² groot en omvat het grootste deel van Vlaanderen. De Schelde zelf ontspringt in Saint-Quentin (Frankrijk) en mondt na ongeveer 350 km uit in de Noordzee nabij Vlissingen. Haar belangrijkste bijrivieren zijn de Leie, de Dender en de Rupel. Het estuariene deel (het deel van het Scheldebekken dat aan getij onderhevig is) omvat het traject Gent-Vlissingen, de Durme, de Rupel, de Dijle tot Werchter, de Zenne tot Zemst, en de Grote en Kleine Nete tot resp. Itegem en Grobbendonk. Dit betekent dat aan de Schelde een zeer groot estuarien systeem verbonden is. Het is één van de grootste van Europa. Het estuarien systeem van de Schelde omvat bovendien een unieke gradiënt, van zout over brak tot zoetwatergetijdegebied. Een belangrijk deel van het Schelde estuarium is onderhevig aan zoetwatergetij (Meire et al., 1992). In dit werk zullen wij ons verder toespitsen op het estuariene deel van het Scheldebekken, met name op het zoetwatergetijdegebied.

1.3.2. Het nitraatprobleem in de Schelde

De Schelde voert een grote stikstofvracht naar zee. Ongeveer 47.000 ton nitraat en 9.000 ton ammonium verlaat jaarlijks het estuarium naar zee. Dit is 3 keer meer nitraat, maar 3 keer minder ammonium vergeleken met wat via de rivier (9.000 ton nitraat en 19.000 ton ammonium) en via lozingen (6.000 ton nitraat en 11.000 ton ammonium) de Westerschelde binnen komt. De Westerschelde produceert dus nitraat. De Westerschelde consumeert organische stikstof. Netto komt per jaar zowel uit de zee (5.000 ton), via de rivier (8.000 ton) als via lozingen (13.000 ton) organische stikstof de Westerschelde binnen (Soetaert & Herman, 1993). Een massabalans uitgevoerd door Van Eck et al. (1991) levert vergelijkbare resultaten op. De mate waarin kustwater door menging met het estuariene water van de Schelde wordt aangerijkt met stikstof is bestudeerd door Soetaert & Herman (1994b). Uitgemiddeld per jaar wordt het kustwater dat het estuarium in- en uitstroomt met het getij elke dag opnieuw ongeveer 14 % aangerijkt met stikstof. Dit kustwater blijft voor de monding van het estuarium gevangen in een circulaire stroming, zodat de stijging van de stikstofbelasting merkbaar blijft, vooral tijdens de winter. Het resultaat is een bloei van fytoplankton die groter is dan in het Kanaal.

Daarbij komt de waarneming dat de hoeveelheid nitraat verder toeneemt in het estuarien gedeelte van de Schelde. Metingen van zuurstof, nitraat en ammonium sinds 1975 tonen aan dat de zuurstofconcentratie stroomopwaarts toe verbeterd is in de jaren tachtig, wat overeen komt met een afname van de organische belasting (Billen et al., 1990; Van Eck et al., 1991; Soetaert & Herman, 1994a en b). Simultaan met de zuurstoftoename daalde de ammoniumconcentratie en steeg de nitraatconcentratie (Billen et al., 1990; Klap & Heip, 1991; Van Eck et al., 1991; Soetaert & Herman, 1994a en b).

De toenemende transformatie van ammonium naar nitraat en de stijgende nitraatconcentratie zijn niet alleen waargenomen, maar ook voorspeld. Want hetgeen nu merkbaar wordt is precies wat de modellen van Billen et al. (1990) en Soetaert & Herman (1994a en b) naar voor brengen: nl. dat de voortzetting van de huidige politiek van inplanting van konventionele waterzuiveringsstations niet zal leiden tot een vermindering van de stikstofbelasting naar de zee. Denitrificatie, een proces dat nitraat omzet tot atmosferische stikstof en daarvoor anaërobe omstandigheden behoeft (Patrick Jr. & Reddy, 1976), zal immers verminderd optreden ten gevolge van het herstel van een voldoende oxygenatie van het water. Dat denitrificatie in sedimenten eveneens zal afnemen is te betwijfelen. In subtidale en sublittorale sedimenten kan denitrificatie zelfs plaatsgrijpen in de bovenste laag als de waterkolom goed geaëreerd is (Vanderborgh et al., 1977a en b; Christensen et al., 1989; Christensen et al., 1990). In terrestrische sedimenten gebeurt denitrificatie in anoxische zones en microsites, die kunnen ontstaan door mineralisatie van organisch materiaal (Guthrie & Duxbury, 1978; Christensen et al., 1986; Parkin, 1987; Seech & Beauchamp, 1988). Het is dus goed mogelijk dat het relatief belang van subtidale sedimenten en intergetijdesedimenten op het vlak van denitrificatie zal toenemen. De studie van denitrificatie in getijdegebieden wordt hierdoor interessant. Volgens data van de Vlaamse Milieu Maatschappij (V.M.M.) blijkt dat de nitraatnorm van 11,3 mg NO₃-N/l in de Schelde soms, vooral tijdens de winter maar ook tijdens de zomer, wordt overschreden. Indien echter een belangrijk deel van de aanwezige ammoniumhoeveelheid naar nitraat zou omgezet worden, zou de norm dikwijls overschreden worden.

1.3.3. Habitatverlies van "wetlands" langs de Schelde

Tussen 1900 en 1990 is in de Westerschelde 5200 ha gebieden ingepolderd. De totale oppervlakte aan zoetwaterschorren langs de Schelde is afgenomen van 440 ha in 1900 tot 364 ha in 1990. Het areaal aan slikken is langs de Zeeschelde eveneens ingekrompen. Ook in de toekomst kunnen nog bepaalde gebieden uit het Schelde estuarium verdwijnen, zoals ter hoogte van het Groot Buitenschoor ten gevolge van de bouw van een

containerkaai, of door de onaangepaste afwerking van het Sigmaplan (Meire et al., 1992; Meire, mond. med., 1994).

1.4. Mogelijke oplossingen voor het nitraatprobleem

1.4.1. Wijzigingen in landbouwpraktijken

Het nitraatprobleem is zeer aktueel in de landbouw. Veel onderzoek is op dat vlak reeds verricht (Colbourn, 1992). Een overzicht van het onderzoek naar de stikstofcyclus in landbouwgronden is gegeven door Vinten & Smith (1993). De impakt van verschillende landbouwpraktijken, en strategieën om nitraatuitloging te verminderen worden gerapporteerd door Armstrong & Burt (1993), Burt & Haycock (1993) en Parkinson (1993). In een poging om de timing, de hoeveelheid, en de wijze van toediening m.b.t. het gebruik van organisch afval op landbouwgrond beter af te stemmen, is in 1991 de Code voor Goede Landbouwpraktijken opgesteld (Heathwaite et al., 1993). De Cooman et al. (1993) stelden vast dat de nutriëntverliezen naar het oppervlaktewater door landbouwactiviteit in België met 10 tot 15 % zijn afgenomen. Deze waarde is echter kleiner dan de foutenmarge van het berekeningsmodel zodat het voorzichtiger is te gewagen van een niet stijging van de nutriëntverliezen (De Cooman, mond. med., 1994). In elk geval lijkt de doelstelling om tegen 1995 een reductie van de nutriëntverliezen van 50 % te bekomen niet haalbaar. Deze doelstelling werd overeen gekomen in het kader van de Conferentie van Den Haag in 1990 (Laane et al., 1990). Bovendien stuiten maatregelen om nitraatverliezen verder te beperken op veel verzet van de landbouwers.

1.4.2. Waterzuivering

Om stikstof uit afvalwater te verwijderen is een tertiaire behandeling nodig (Hall & Croll, 1993). Die is echter zeer duur, en is niet opgenomen in de bestaande investeringsprogramma's. Bovendien is waterzuivering geen oplossing voor de diffuse nitraatbronnen. De hoeveelheid stikstof die in zee terecht komt via de Schelde is niet significant afgenomen, ondanks de gevoelige vooruitgang in secundaire behandeling van huishoudelijk en industrieel afvalwater gedurende deze periode (Billen et al., 1990).

1.4.3. Invloed van "wetlands"

Een totaal andere methode om de input van nitraat naar de waterlopen te verminderen bestaat uit het herstel van "wetlands". Dit kan economisch een veel efficiëntere strategie zijn om stikstof inputs in estuaria te reduceren dan verbeteringen van landbouwpraktijken of behandeling van afvalwater (Groffman, 1994). Om die schatting te evalueren zijn

specifieke data van de denitrificatiecapaciteit van "wetlands" noodzakelijk (Groffman, 1994). Spijtig genoeg zijn slechts weinig studies op de schaal van een rivierbekken verricht over het belang van denitrificatie in "wetlands" als moderator van stikstofbelasting in rivieren (Lowrance et al., 1984; Whigham et al., 1988; Groffman, 1994). De mogelijke rol van "wetlands" in het algemeen en getijdegebieden in het bijzonder wordt hieronder kort gesitueerd.

1.5. Denitrificatie in "wetlands"

1.5.1. Algemeen overzicht

Reeds heel wat onderzoek is verricht naar de rol van "wetlands" als bufferzone om waterkwaliteit te regelen (Boyt et al., 1977; Fetter et al., 1978; Johnston et al., 1984; Lowrance et al., 1984; Howard-Williams, 1985; Brinson, 1988; Pinay et al., 1992; Haycock et al., 1993; Brunet et al., 1994). Indien grondwater door de met koolstof aangerijkte sedimenten van een oeverzone passeert kan een zeer belangrijk deel nitraat uit het grondwater verwijderd worden door denitrificatie (Peterjohn & Corell, 1984; Lowrance et al., 1984; Pinay & Décamps, 1988; Ambus & Lowrance, 1991; Boderie et al., 1993; Burt & Haycock, 1993; Osborne & Kovacic, 1993; Pinay et al., 1993). Hieronder zullen we ons verder toespitsen op de gegevens over denitrificatie in estuaria. Hierbij valt op dat heel wat onderzoek reeds verricht is naar de stikstofcyclus van zoutwaterintergetijdegebieden (Valiela et al., 1978; Valiela & Teal, 1979; DeLaune et al., 1981; Jacobs & Giliam, 1985; Whiting et al., 1989; Jordan & Correll, 1991; Howard-Williams & Downes, 1993).

Dit contrasteert sterk met de zoetwatergetijdegebieden die slechts weinig werden bestudeerd (Simpson et al., 1983; Bowden et al., 1991). Het feit dat zoetwatergetijdegebieden zeer zeldzame gebieden zijn is daar misschien een verklaring voor. Nochtans maakt het zoetwatergetijdegebied, zeker op Belgisch grondgebied, een belangrijk deel uit van het estuarium van de Schelde (Meire et al., 1992; Hoffmann, 1993). Zoetwatergetijdegebieden zijn niet alleen gebieden tussen land en water. Ze kunnen eveneens beschouwd worden als intermediaire gebieden tussen oeverzones en zoutwatergetijdegebieden. Hun botanische kenmerken vertonen overeenkomsten met die van oeverzones, en hun hydrologische eigenschappen lijken op die van zoutwatergetijdegebieden (Bowden et al., 1991). Een meer genuanceerd onderscheid tussen zoet- (Simpson et al., 1983; Hopkinson Jr., 1992) en zoutwatergetijdegebieden (Huiskes, 1988) wordt gegeven door Odum (1988).

Over het algemeen zijn de denitrificatiewaarden gemeten in mariene kustsedimenten groter dan die gemeten in meren of rivieren. In verschillende mariene sedimenten van estuaria en kusten varieert de denitrificatiesnelheid van 50 tot 250 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (= 0,17 - 0,84 $\text{kg N ha}^{-1} \text{d}^{-1}$), met extremen van 0 tot 1067 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Denitrificatie in mariene getijdegebieden is reeds tamelijk goed onderzocht (Grundmanis & Murray, 1977; Kaplan & Valiela, 1979; Nishio et al., 1982; Nishio et al., 1983; Oremland et al., 1984; Kemp et al., 1990; Rysgaard et al., 1993). De waarden van sedimenten van meren variëren van 2 tot 171 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (= 0,0067 - 0,57 $\text{kg N ha}^{-1} \text{d}^{-1}$). De waarden van sedimenten van rivieren variëren van 0 tot 345 $\mu\text{mol N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (= 0 - 1,16 $\text{kg N ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) (Seitzinger, 1988; Nielsen et al., 1990). De hogere waarden zijn afkomstig van systemen die een aanzienlijke input van antropogene nutriënten hebben (Reddy et al., 1978; Seitzinger, 1988). Waar denitrificatie zowel in de waterkolom als in het sediment gemeten werd was denitrificatie intenser in het sediment (Seitzinger, 1988). Overzichten van denitrificatiewaarden van verschillende systemen zijn te zien in Seitzinger (1988), Korom (1992), Burt & Trudgill (1993), Howard-Williams & Downes (1993).

1.5.2. Factoren die denitrificatie beïnvloeden

Een bondig overzicht van de factoren die denitrificatie beïnvloeden is gegeven door Groffman (1994). De invloed van bodemfauna is onderzocht door Chatarpaul et al. (1980). Vegetatie en getij worden hieronder kort apart besproken.

De invloed van vegetatie op het zuurstoftransport naar de bodem en de gevolgen daarvan voor de stikstofcyclus in het algemeen en denitrificatie in het bijzonder worden besproken door Christensen et al. (1986) en Reddy et al. (1989). De invloed van riet (*Phragmites*) en bies (*Scirpus*) wordt momenteel in het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (N.I.O.O.) te Yerseke, Nederland, onderzocht door Van der Nat (1993).

In getijdegebieden laat zich alleen al door het overspoelingsregime een apart gedrag van denitrificatie vermoeden (Groffman & Tiedje, 1988). Het getij is de belangrijkste factor die zorgt voor de openheid van getijdegebieden. Uit een vergelijking tussen gesloten moerassystemen en open oeversystemen zijn indicaties naar voor gekomen dat naarmate een systeem meer open wordt en ook naarmate een systeem rijker wordt aan nutriënten, de turnover van nutriënten sneller gebeurt, en dat de nutriëntcycli minder gesloten zijn (Hopkinson Jr., 1992). Dit kan van groot belang zijn voor het denitrificatieproces. Het is daarom des te opmerkelijker dat in geen enkele studie over getijdegebieden en denitrificatie het getij als specifieke factor is onderzocht. Waar denitrificatie is gemeten in getijdegebieden, is nooit de variatie langsheen de getijgradiënt bepaald.

1.5.3. Denitrificatie in getijdegebieden van de Schelde

De gegevens van de Schelde zijn afkomstig uit 2 soorten bronnen: modellen en sedimentbepalingen.

Denitrificatie in het Schelde estuarium is enerzijds berekend via modellen (Billen, 1990; Soetaert & Herman, 1994b). Deze modellen zijn o.a. gebaseerd op kennis van microbiële en fysische processen en op alle beschikbare nuttige waarnemingen van omgevingsfactoren. Het blijkt dat ongeveer 25 % van de totale hoeveelheid stikstof die het estuarium bereikt niet in de Noordzee terecht komt wegens denitrificatie (Soetaert & Herman, 1994b). Ongeveer 14 (Middelburg et al., 1994a) tot 30 % (Soetaert & Herman, 1994b) van de denitrificatie zou plaatsvinden in intergetijdesedimenten. Het model (Soetaert & Herman, 1994b) dat deze waarde oplevert heeft te kampen met enkele tekortkomingen. Vooreerst is het slechts van toepassing stroomafwaarts de Rupelmonding. Bovendien houdt het model geen rekening met het apart karakter van getijdegebieden.

Anderzijds is denitrificatie berekend via bepalingen van gasfluxen uit het sediment (Middelburg et al., 1994a en b). In de Durme werd een jaargemiddelde denitrificatiewaarde van $25 \text{ mol N m}^{-2}\text{j}^{-1}$ ($= 10,27 \text{ kg N ha}^{-1}\text{d}^{-1}$) geschat (Middelburg, mond. med., 1994). Deze waarde is enorm hoog. Een afdoende verklaring kon hiervoor niet gegeven worden. Een aantal opmerkingen dienen echter geformuleerd te worden. Eén van de grootste uitdagingen in onderzoek naar denitrificatie is de grote ruimtelijke en temporele variatie, met variatiecoëfficiënten die dikwijls meer dan 100 % bedragen (Groffman, 1994). Bovendien zijn oeverzones en getijdegebieden zeer heterogene systemen (Tabacchi et al., 1990; Higler, 1993). Daarom zijn metingen op verschillende plaatsen en veel herhalingen nodig (Groffman, 1994). Middelburg et al. (1994a) voerden voor de bekomen denitrificatieschatting aan de Durme om de 4 weken op slechts 1 lokatie metingen, bestaande uit slechts 2 herhalingen, uit. Dit is te weinig. De metingen die aan de basis van de schattingen liggen werden bovendien uitgevoerd op vrij hoog gelegen lokaties in de intergetijdegebieden, dus op plaatsen met een korte overspoeling door het getij. De bekomen waarden zijn daarom niet representatief.

1.6. Nitraatverwijdering en milieuconsequenties

Hoewel stikstofverwijdering door denitrificatie zeer gunstig is voor het milieu is er toch een belangrijke schaduwzijde. Onvolledige denitrificatie kan leiden tot productie van N_2O . Dit is een belangrijk broeikasgas. Het is ook betrokken bij de afbraak van stratosferisch ozon.

1.6.1. Milieuproblematiek van N_2O

N_2O concentraties in de atmosfeer nemen toe aan een tempo van 0,3 % per jaar (Schlesinger, 1991; Granli & Bøckman, 1994). De globale emissie in 1992 werd geschat op 5,18-16,1 Tg j^{-1} . De antropogene bronnen, met als belangrijkste: cultivatie van land, verbranding van biomassa, stationaire verbranding, verkeer, en de productie van salpeterzuur, bedroegen 20 tot 36 % van de totale emissie (Granli & Bøckman, 1994). N_2O is een broeikasgas. In 1990 leverde N_2O een bijdrage van 5 % aan het broeikaseffect. Op lange termijn betekent N_2O zelfs een groter gevaar voor de opwarming van de aarde dan CO_2 omdat de verblijftijd van N_2O , ongeveer 150 jaar in de troposfeer (Wayne, 1993), beduidend langer is dan van CO_2 . Bovendien is de opname capaciteit van infra-rode straling voor één molecule N_2O 200 keer zo groot dan voor een molecule CO_2 en 10 keer zo groot dan voor een molecule CH_4 (Van der Nat, 1993). N_2O , of beter de stikstofoxides die eruit geproduceerd worden door fotochemische reacties in de stratosfeer, zijn betrokken bij de afbraak van stratosferisch ozon (Smith et al., 1983; Wayne, 1993).

1.6.2. N_2O/N_2 verhouding

N_2O kan door microbiële processen gevormd worden op 3 manieren: als intermediair tijdens denitrificatie, en als nevenreactieproduct bij nitrificatie en nitraatreductie naar ammonium. Microbiële consumptie gebeurt enkel in het denitrificatieproces. Een stand van zaken in het onderzoek naar de factoren die de N_2O/N_2 verhouding beïnvloeden wordt gegeven door Granli & Bøckman (1994), en Van Cleemput (1994). O_2 vertraagt de synthese van N_2O reductase relatief minder dan van nitaat reductase of nitriet reductase, zodat de N_2O/N_2 verhouding toeneemt bij stijgende O_2 concentratie. Een soortgelijke "lag"periode werd vastgesteld door Scott Smith & Tiedje (1979) in N_2 productie na initiatie van anoxische omstandigheden. Proeven met chlooramfenicol deden hen besluiten dat de eerste fase van denitrificatie die volgt op anoxie te wijten is aan het reeds op voorhand aanwezig zijn van denitrificatie enzymen. De tweede fase is te wijten aan de toename van de biomassa van de denitrifiërende organismen. Gewoonlijk

inhibeert of vertraagt nitraat de reductie van N_2O naar N_2 , zodat de N_2O/N_2 verhouding sterk kan toenemen (Van Cleemput et al., 1988). Dit nitraateffect en de vereiste nitraatconcentratie zijn echter afhankelijk van andere factoren. In vochtige bodems wordt over het algemeen na toediening van nitraat een grote hoeveelheid N_2O geproduceerd. Na bepaalde tijd, gewoonlijk na enkele uren of dagen, neemt de N_2O produktie af en stijgt de N_2 produktie. De duur van de "lag" periode na initiatie van anoxische omstandigheden neemt toe bij stijgende nitraatconcentratie. Maar uiteindelijk gebeurt N_2O reductie zelfs onder relatief hoge nitraatconcentraties. Onder sterk reducerende omstandigheden, b.v. overspoelde koolstofrijke gronden, is het effect van nitraat sterk gereduceerd of zelfs tot nul herleid door de toegenomen vraag naar electronacceptoren. Bovendien is het effect van nitraat pH afhankelijk. Toediening van $10 \text{ mg NO}_3^- \text{-N kg}^{-1}$ grond gaf een N_2O/N_2 verhouding van 4 bij pH 4,9 en van 0,2 bij pH 6,5. De invloed van pH op de N_2O/N_2 verhouding is vooral te merken als de nitraatconcentratie hoog is (Granli & Bøckman, 1994).

1.6.3. N_2O produktie in de intergetijdegebieden van de Schelde

Smith et al. (1983) stelden in zoetwatergetijdegebieden een gemiddelde N_2O produktie van $2 \text{ mmol N}_2\text{O m}^{-2}\text{j}^{-1}$ vast. N_2O produktie in intergetijdegebieden van de Schelde werd onderzocht door Middelburg et al. (1994a). De data waren zeer variabel, zowel temporeel als ruimtelijk (-25 tot $75 \text{ mmol N}_2\text{O m}^{-2}\text{j}^{-1}$). De zeer grote variatie lijkt een kenmerk te zijn van alle biogene spoorgas emissiesnelheden (Bartlett et al., 1993). Behalve de heterogeniteit van de sedimenten zijn ook de complexiteit en de heterogeniteit van de processen in het algemeen verantwoordelijk voor variatie in produktie, konsumptie, en transport van de verschillende stikstof bestanddelen. Grondige analyse wees geen enkele factor of combinatie van variabelen aan die de variatie bevredigend kon verklaren. Slechts over de periode van een jaar kan een quasi "steady state" flux uit het sediment worden verondersteld. De hoeveelheid N_2O die opgelost blijft in het poriënwater van sedimenten is op jaarbasis immers onbeduidend (Davidson & Swank, 1990). Daarom kan een vergelijking van data slechts gebeuren op jaarbasis. Andere benaderingen dan de berekening op basis van gemeten gasfluxen om processen van de stikstofcyclus te bepalen zijn daarom gewenst. In het algemeen waren N_2O fluxen van sediment naar atmosfeer hoger in het zoetwater gedeelte van de Schelde (Durme en Notelaar), dan deze in de meest saliene stations. Soms waren de fluxen hoger tijdens de zomer, maar niet altijd (Middelburg et al., 1994a).

In een intergetijdegebied van de Schelde, nabij Doel bedroeg de N_2O/N_2 verhouding 0,006 (Middelburg et al., 1994b). Dit is zeer laag.

2. Doelstelling

Dit onderzoek wil een bijdrage leveren aan de kennis van het belang van denitrificatie in zoetwatergetijdegebieden van het Schelde estuarium, en van de factoren die dit beïnvloeden. Het doel is de rol van die getijdegebieden in de stikstofcyclus van de Schelde beter te kunnen kwantificeren, en na te gaan in hoeverre het behoud en de uitbreiding van die "wetlands" van belang is om de stikstofafvoer naar zee te verminderen. Meer algemeen kan de doelstelling geformuleerd worden als het nagaan welke rol de kennis van biogeochemische cycli kan spelen bij het behoud en of herstel van "wetlands" ten einde op die manier een bijdrage te leveren aan de waterkwaliteit.

In dat opzicht bestaat de specifieke doelstelling van deze studie erin een antwoord te formuleren op enkele van de volgende vragen. De vragen slaan enkel op zoetwaterintergetijdegebieden. Het is in de eerste plaats niet de bedoeling de invloed van de saliniteitsgradiënt te onderzoeken. Het is eveneens niet de bedoeling denitrificatie te onderzoeken op organismaal niveau.

2.1. Denitrificatie van intergetijdegebieden t.o.v. waterkolom en bodemsediment

Wat is het aandeel van de zoetwatergetijdegebieden in de globale denitrificatie (zoals die volgens modellen ingeschat wordt) van de Schelde? Hoe intens gebeurt denitrificatie in de intergetijdegebieden in vergelijking met de waterkolom of het bodemsediment van de rivier?

Dit zal nagegaan worden via massabalansen, sedimentbepalingen en laboratorium-experimenten.

2.2. Ruimtelijke en temporele variatie van denitrificatie binnen intergetijdegebieden

Welke is de ruimtelijke variatie van denitrificatie binnen intergetijdegebieden. Welke variatie vertoont denitrificatie in slikken, en in schorren? In welk vegetatietype is denitrificatie het hoogst? Welke factoren verklaren de variatie? Welke rol speelt het getij als karakteristieke factor in het bijzonder? Welk overspoelingsregime is optimaal voor

denitrificatie? Hoe gedragen zich de verschillende processen die van belang zijn voor denitrificatie onder getijomstandigheden? Welke is de temporele variatie tussen de seizoenen, en tussen jaren?

Dit zal nagegaan worden via sedimentbepalingen en laboratoriumexperimenten.

2.3. Toekomstperspektief

Hoe kunnen de bevindingen ingepast worden in een toekomstperspektief? Zal het patroon van denitrificatiesnelheden wijzigen onder invloed van concentratieveranderingen van zuurstof of stikstofcomponenten in het overspoelend water? Kan het relatief aandeel van getijdegebieden wat betreft stikstofverwijdering in de toekomst stijgen wanneer de koolstofbelasting van de Schelde afneemt, het rivierwater zuurstofrijker wordt, en de nitraatconcentratie toeneemt?

Dit zal nagegaan worden via massabalansen, sedimentbepalingen en vooral ook via laboratoriumexperimenten.

3. Projektbeschrijving

3.1. Inleiding

Om de doelstellingen te bereiken worden verschillende methoden aangewend. Denitrificatie wordt bepaald via een massabalans enerzijds, en via onderzoek van de bodem zelf anderzijds. In het laboratorium zullen ondersteunende proeven worden uitgevoerd.

3.2. N-Massabalans van de Durme

3.2.1. Motivatie en keuze van het studieterrein

Een N massabalans behoort tot de methoden om denitrificatie te kwantificeren (Billen et al., 1985; Seitzinger et al., 1993). Als studiegebied werd de Durme, een zijrivier van de Schelde ter hoogte van Hamme, geselecteerd. In het kader van dit onderzoek is de Durme representatief voor de Schelde. Op vegetatiekundig en ecologisch vlak is immers geen merkbaar verschil tussen de intergetijdegebieden van de Durme en die van de Schelde tussen Rupel en Dender (Hoffmann, 1993). De Durme is gekozen om verschillende redenen. De getijamplitude is er zeer groot: ± 5 m aan de monding. De oevers bestaan voor het grootste deel uit intergetijdegebieden. Ter hoogte van de Durme is een zeer intense mineralisatie vastgesteld door Middelburg et al. (1994a), en wordt denitrificatie op slikken geschat op $25 \text{ mol N m}^{-2}\text{j}^{-1}$ ($= 10 \text{ kg ha}^{-1}\text{j}^{-1}$). Via gegevens van komberging en een schatting van de totale oppervlakte aan intergetijdegebieden langs de Durme a.h.v. gegevens van het Waterbouwkundig Instituut te Borgerhout, is berekend dat door deze denitrificatiewaarde de intergetijdegebieden van de Durme verantwoordelijk zouden zijn voor een afname van de nitraatconcentratie in de waterkolom van $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ per getijcyclus (zie appendix 1). Bij springtij is dit zelfs $0,4 \text{ mg l}^{-1}$. Dit zijn invloeden die gemakkelijk meetbaar zijn, wat een N massabalans van de Durme zeer interessant maakt.

3.2.2. Geologische en hydrologische beschrijving van het Durmebekken

Aan de hand van stafkaarten kan de omtrek van het hydrografisch bekken van de Durme reeds in grote lijnen worden aangeduid. Alle beschikbare hydrografische en geologische

gegevens worden verzameld. Het is nuttig te weten waar zich ondoordringbare lagen of breuken bevinden, en hoe de Durmebedding geologisch en sedimentologisch kan beschreven worden. Deze informatie is belangrijk omdat verschillen kunnen bestaan tussen het hydrografisch bekken zoals dat naar voor komt uit het patroon van de oppervlaktewateren, en het hydrografisch bekken dat naar voor komt uit het patroon van de grondwaterstromen. Klimatologische gegevens en gegevens over watervoorziening kunnen helpen bij het typeren van het drainerend of irrigierend karakter van de Durme. Kompilatie van al die gegevens zijn nuttig om een waterbalans te kunnen maken van het stroombekken. Dit kan helpen bij het inschatten van de diffuse nitraatbronnen in de Durme.

3.2.3. Inventarisatie van de verschillende stikstofbronnen in de Durme

Om een massabalans van de Durme zo volledig mogelijk te maken is het nodig een zo goed mogelijk beeld te vormen van ook alle andere in- en outputs dan enkel deze t.g.v. de getijwerking op de Schelde. Daarom dient een inventaris opgesteld van puntbronnen en diffuse bronnen, die stikstof in de Durme brengen. De beschikbare gegevens van puntbronnen: bemalingstations, lozingspijpen, en waterlopen worden verzameld. Door de Vlaamse Milieu Maatschappij (V.M.M.) is een volledige inventaris van puntbronnen in Vlaanderen uitgevoerd. Indien dan toch nog waarnemingen ontbreken zullen ze zo volledig mogelijk worden aangevuld door metingen. Een nauwkeurige bepaling van de nitraatflux in de Durme via het grondwater zou een te uitgebreide studie omvatten en valt buiten het bestek van dit werk. Wel kan m.b.v. bestaande modellen via hydrologische en geologische gegevens (zie 3.1.2.), samen met gegevens van milieuvergunningen, mestbankgegevens en gegevens van de 15-mei landbouwtelling (NIS) een schatting van de flux worden gemaakt.

Alle tot nu toe vermelde werkzaamheden zullen worden uitgevoerd tijdens de eerste maand van het onderzoek.

3.2.4. Bemonstering van de waterkolom

De bemonstering zal plaatsvinden dicht tegen de Durmemonding. Een voorafgaand onderzoek van het stroomprofiel is nodig om te weten hoe debiet, stroomsnelheid en andere variabelen best bepaald worden. Dergelijk vooronderzoek is beschreven door Valiela et al. (1978). Tweemaandelijks worden dan gedurende een volledige getijcyclus om het half uur waterstalen genomen om alle stikstofcomponenten te analyseren. NH_4^+ -N, NO_3^- -N, en NO_2^- -N worden, uit water dat door een filter van 0,45 μm (Johnes & Burt, 1993) is gepasseerd, bepaald volgens gestandaardiseerde colorimetrische methodes

met een Skalar autoanalyser. Opgeloste organische N (DON) wordt berekend als het verschil van de totale opgeloste N, bepaald uit gefilterd water en na digestie, en alle anorganisch N-vormen. Particulare organische N (PON) wordt berekend als het verschil van de totale N, bepaald uit ongefiterd water en na digestie, en de totale opgeloste N. Het verschil tussen de totale in- en outflux van een komponent gedurende een getijcyclus wordt veroorzaakt door de verschillende processen die de stikstofcyclus beïnvloeden, en door de verschillende andere bronnen, zoals lozingen, en verliesposten, zoals irrigatie naar het grondwater toe, dan het getij die stikstof in of uit de Durme brengen. Debiet en getijhoogte worden bij elke monstername geregistreerd. Begeleidende metingen omvatten geleidbaarheid, chloriniteit, temperatuur, pH, zuurstofgehalte, opgeloste organische koolstof, chlorophyl a, en facultatief totale organische fosfor en orthofosfaat. Om na te gaan of een tweemaandelijks massabalans voldoende is, wordt gedurende 14 dagen om de 2 dagen een massabalans uitgevoerd.

Het voorbereidend onderzoek wordt uitgevoerd in de tweede maand van het onderzoek. De reeks van 7 massabalansen in 14 dagen wordt uitgevoerd in mei 1995. In maanden dat geen massabalansen met bijhorende metingen wordt uitgevoerd wordt de waterkolom bemonsterd om de voornaamste chemische karakteristieken te bepalen.

3.3. In situ sedimentbepalingen

De sedimentbepalingen worden langs de verticale gradiënt uitgevoerd. Een voorbereidend onderzoek, voornamelijk bestaande uit granulometrische bepalingen, moet uitmaken hoeveel monsterpunten geselecteerd zullen worden. Tijdens de eerste termijn wordt de klemtoon op de slikken gelegd. Tijdens de tweede termijn worden de schorren beklemtoond.

Het voorbereidend onderzoek wordt uitgevoerd in de tweede maand van het onderzoek.

3.3.1. Fysische karakteristieken

Het slibgehalte, d.i. de sedimentfractie $< 63 \mu\text{m}$, en de mediaanwaarde, d.i. de korrelgrootte die overeenstemt met het 50 %-niveau van de korrelgroottedistributie, worden bepaald volgens een laserdiffraktietechniek. Deze parameters worden frekwent gebruikt om de fysische sedimentsamenstelling te karakteriseren. De porositeit is o.a. van belang om fluxen te berekenen op basis van de moleculaire diffusiesnelheid. Op sedimenten van verschillende samenstelling worden percolatieproeven uitgevoerd. Een percolatieproef gebeurt door een buis in het sediment te planten, waarbij erop gelet wordt dat het sediment niet wordt samengeperst. In de buis wordt bovenop het sediment water

aangebracht. Op gepaste tijden wordt de hoogte van het water in de buizen geregistreerd. Naast de buis wordt de proef met een tweede buis herhaald, maar met als verschil dat de bodem van de tweede buis is afgesloten. Dit toont de invloed van verdamping op de proef. Een erosie"plot" wordt geïnstalleerd om netto sedimentatie of erosie te registreren. Ter plaatse wordt de temperatuur van het sediment gemeten.

3.3.2. Chemische karakteristieken

Poriënwater wordt bekomen door drukfiltratie. $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, en DON van het poriënwater worden bepaald volgens dezelfde principes uitgelegd in 3.1.4. PON van het sediment wordt eveneens bepaald. Dit is nodig om te weten welke fraktie in het sediment begraven wordt. ΣCO_2 wordt bepaald via potentiometrische titratie. De organische koolstof wordt bepaald na digestie. De C/N verhouding van het sediment wordt bepaald. De pH wordt ter plaatse bepaald. Een redoxprofiel wordt gemeten a.h.v. 4 elektroden.

3.3.3. Biologische karakteristieken

Omdat benthos door de constructie van graafgangen een belangrijke rol kan spelen in de stikstofcyclus van sedimenten (Chatarpaul, 1980) wordt op de monsterpunten een inventaris van het benthos gemaakt. Dit wordt enkel op de slikken gedaan, en slechts één keer per seizoen. Enkel Oligochaeta komen voor (Meire et al., 1992), zodat het determineerwerk praktisch tot nul herleid is. Biomassa en densiteit worden bepaald langsheen een transekt volgens de getijgradiënt.

Benthos wordt elk seizoen bepaald.

3.3.4. Meting van denitrificatie

Beschrijving

Denitrificatie wordt in situ bepaald met de acetyleen inhibitietechniek. De metingen worden volgens de getijgradiënt, en op verschillende sedimenttypes uitgevoerd. De gasmonsters worden geanalyseerd via een gaschromatograaf. N_2O wordt eveneens in situ bepaald. Sedimentstalen van de plaats waar N_2O gemeten is worden naar het labo gebracht. Daar wordt acetyleen in de stalen gebracht, en denitrificatie wordt gemeten. Dit laat ook toe de verhouding $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ te bepalen.

Op plaatsen waar bij laag water denitrificatie wordt gemeten wordt bij hoog water de sediment-water flux van $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en $\text{NO}_3^-\text{-N}$ bepaald door een stolp (ter beschikking gesteld door de U.L.B.) op de bodem te plaatsen. Waterstalen uit de stolp worden op gepaste tijden naar de oppervlakte gepompt (Billen et al., 1989). Deze gekombineerde metingen die gegevens zullen leveren over de invloed van hoog en laag tij op dezelfde plaats, zijn nog niet eerder uitgevoerd.

Motivatie

Met de acetyleenmethode kunnen reeds een behoorlijk aantal bepalingen in situ uitgevoerd worden. Maar het aantal bepalingen kan sterk opgevoerd worden door sedimentkernen in het labo te incuberen. Het nadeel van sedimentkernen is dat verstoring van de bodem onvoorziene effecten kan teweeg brengen op denitrificatie. Hoe langer de kernen in het labo gehouden worden, hoe meer ze van de omgeving gaan verschillen van waaruit ze afkomstig zijn (Groffman, 1994). Daarom blijven in situ bepalingen noodzakelijk.

Er bestaan geen methoden die op bevredigende wijze denitrificatie kunnen meten. Een combinatie van verschillende benaderingen kan echter wel een beter beeld van de werkelijkheid geven. De meest toegepaste methoden met hun belangrijkste voor- en nadelen worden kort besproken in appendix 2.

3.4. Laboratoriumexperimenten

3.4.1. ^{15}N tracer experiment

Beschrijving

Een staal intergetijdesediment wordt in een recipiënt geplaatst. Het sediment kan kunstmatig onderworpen worden aan een gamma van behandelingen zoals overspoelingsregimes, temperatuursveranderingen en uiteenlopende concentraties van stikstof, koolstof, of zuurstof in het overspoelende water. De temperatuur en de chloriniteit van het overspoelende water kunnen eveneens aangepast worden. Er zijn veel mogelijkheden. Eerst wordt ter oriëntatie een proef uitgevoerd zonder toevoeging van ^{15}N . ^{15}N kan met de beschikbare mogelijkheden niet als gasfase geanalyseerd worden. Meting van denitrificatie is met dit experiment dus niet mogelijk. Wel kunnen toedieningen van ^{15}N als nitraat, of als ammonium veel informatie opleveren over

nitrificatie, immobilisatie, en alle stikstofluxen. Denitrificatie kan, onder enig voorbehoud, worden geschat als de fractie ^{15}N die niet teruggevonden wordt.

Motivatie

Deze proef maakt een ganse gamma van manipulaties mogelijk die de invloed van verschillende factoren op de processen die van belang zijn voor denitrificatie kunnen aantonen.

De "isotope pairing" techniek kan vanaf de tweede helft van 1995 in het N.I.O.O. te Yerseke, Nederland, worden aangeleerd en toegepast.

Enkele manipulaties zullen worden uitgekozen.

3.4.2. Experimentele bepaling van water-sediment flux

Beschrijving

Van het te onderzoeken sediment worden vooraf de verschillende stikstofcomponenten bepaald. Sedimentkernen van 10 cm lengte worden dan in een metalen cilinder gebracht. Om interactie met biologische processen te vermijden is een biocide toegevoegd. Boven het sediment wordt een waterlaag aangebracht, met erin een nutriënt aan een bepaalde concentratie. Na een bepaalde tijd kan het sediment, d.m.v. een draaischroef onder de bodem van de cilinder, uit de cilinder geperst worden. Het sediment kan zo in schijfjes van een willekeurige bepaalde dikte gesneden worden. Op het einde van de proef wordt de concentratie van het onderzocht nutriënt bepaald per schijfje en in het bovenliggend water.

De nutriëntconcentraties van sedimenten in situ vertonen een diepteprofiel. Ammonium, zoals ook fosfaat en silicium, geven in Scheldesedimenten in de meeste gevallen mooie asymptotische profielen te zien. In de meeste profielen is de aanwezigheid van nitraat daarentegen beperkt tot het bovenste monster (Wilson et al., 1993; Middelburg, 1994a). De aanwezigheid van ammonium en nitraat is in de sedimentkernen dus zeker niet homogeen verdeeld. Het is bijgevolg nodig te weten hoe groot de variatie van het diepteprofiel van nitraat en ammonium in situ is binnen een relatief kleine oppervlakte, ten einde met een zo groot mogelijke zekerheid te weten welk diepteprofiel de sedimentkern in de proefopstelling vertoont vooraleer de proef wordt uitgevoerd. Indien die variatie te groot blijkt te zijn om betrouwbare resultaten te bekomen, kan de sedimentkern gehomogeniseerd worden. Hierbij kan de nutriëntconcentratie van het sediment, die

uniform is en gekend, eventueel kunstmatig aangepast worden. Met deze benadering wordt de invloed die de gangen van benthos uitoefenen op verbeterd transport uitgeschakeld. Deze invloed zou wel kunnen ingeschat worden indien de ruimtelijke variatie van diepteprofielen toelaat sedimentkernen met diepteprofiel te gebruiken. Een voorafgaand experiment zou dan moeten uitgevoerd worden om na te gaan hoe snel een diepteprofiel in een nat sediment vervlakt na toevoeging van biocide.

Verschillende experimenten zijn mogelijk. Als sedimentkernen kunnen sedimenten van uiteenlopende sedimentsamenstelling worden gekozen. Het bovenliggend water kan van een bepaalde concentratie aan nitraat of aan ammonium voorzien worden om de flux naar het sediment na te gaan. Als het bovenliggend water geen nitraat of ammonium bevat kan de flux van het sediment naar het water bepaald worden. Boven het sediment kan ook gewoon Durmewater worden gebracht. Door roeren kan de stroomsnelheid in situ benaderend worden nagebootst, ten einde vergemakkelijkt transport door de beweging van het water te kunnen nagaan. Ten slotte kunnen dergelijke proeven ook zonder biocide worden uitgevoerd, om de realiteit zo dicht mogelijk te benaderen. Belangrijk zijn de bovenste sedimentlaagjes, omdat de flux van de oxische naar de anoxische laag, die daar verwacht wordt plaats te vinden, een belangrijke factor van denitrificatie is.

Motivatie

De opstelling van deze proef is zeer eenvoudig, en de informatie die eruit voortkomt is van essentieel belang om de stikstofbalans van intergetijdegebieden goed te begrijpen. De flux tussen sediment en water kan d.m.v. de eerste wet van Fick ook afgeleid worden van het diepteprofiel in situ, de porositeit van het sediment, en de diffusiecoëfficiënt in vrije oplossing (Iversen & Jorgensen, 1993). Deze benadering, die enkel geldt voor "steady state" omstandigheden, kan door de beschreven experimenten worden getoetst. Een pluspunt van deze experimenten is dat enkele belangrijke "non-steady state" factoren, zoals invloed van fauna en waterbeweging, afzonderlijk kunnen worden bestudeerd.

3.5. Klemtoon tijdens de tweede termijn

Tijdens de tweede termijn wordt de klemtoon op de schorgebieden gelegd. Een massabalans wordt dan opgesteld van het schor aan de Durmemonding, waarvan het overspoelend water hoofdzakelijk door één hoofdkanaal in- en uitstroomt. Aandacht wordt besteed aan de bodemprofielen van stikstof en koolstof. Vegetatiesystemen die zeker onderzocht worden zijn biezenegordel, rietkraag, en wilgenbos, omdat deze de belangrijkste systemen zijn van het successieverloop. Speciaal ontworpen kokers, verlengbaar tot 1,7 m, zijn ontwikkeld door het N.I.O.O.. Daarmee kunnen fluxen

gemeten worden in vegetatiezones waar de vegetatie maximaal 1,7 m hoog is opgeschoten. Metingen in de slikken blijven verdergaan om de resultaten van de schorren met die van de slikken te kunnen relateren.

3.6. Samenwerking

Het gepland onderzoek is interdisciplinair, en is een uiting van samenwerking tussen verschillende wetenschappelijke instellingen waaronder het Instituut voor Natuurbehoud (I.N.), de Universiteit Gent (R.U.G.), het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (N.I.O.O.) te Yerseke, Nederland, en de Université Libre de Bruxelles (U.L.B.).

4. Planning

21

Aktiviteit	Nov 94	Dec 94	Jan 94	Feb 95	Maa 95	Apr 95	Mei 95	Jun 95	Jul 95	Aug 95	Sep 95	Okt 95
Literatuurstudie geologie Durme	x											
Inventaris puntbronnen	x											
Verzamelen data	x											
Afspraken labo- en veldwerk	x											
Aankopen	x											
Vorbereidend onderzoek massabalans		x										
Vorbereidend onderzoek sediment		x										
Bepaling variatie bodenprofielen		x										
Massabalans Durme			x		x		x	xxxxxxx		x		x
Denitrificatie in situ			x		x	x	x			x	x	x
Denitrificatie sedimentkernen labo			x		x		x			x		x
Fys + Chem sedimentkarakteristieken			x		x	x	x			x	x	x
Benthosbepaling		x			x			x			x	
Analyse waterkolom		x		x		x			x		x	
Labo: tracer experiment				x		x			x		x	
Labo: fluxexperiment				x					x			

5. Toepassingsmogelijkheden

Zoals reeds aangegeven in de probleemstelling is het duidelijk dat we te kampen hebben met een groot nitraatprobleem enerzijds en met een zware aantasting van het natuurlijk milieu door habitatverlies en -degradatie anderzijds. Het is een uitdaging voor het beleid om hiervoor oplossingen te bedenken en te implementeren. Recentelijk zien we dan ook een wijziging in het beleid ten aanzien van onze waterlopen. Hierbij worden de verschillende functies van de waterlopen erkend en wordt gestreefd naar een "integraal waterbeheer". Dit houdt in dat die beheers- en inrichtingsmaatregelen worden getroffen zodanig dat de verschillende functies van de waterloop zo optimaal mogelijk kunnen functioneren. Een goede waterkwaliteit en een duurzaam functionerend ecosysteem vormen daar een essentieel onderdeel van. Hoewel bekend dat verschillende soorten "wetlands" belangrijke habitats zijn voor vele organismen en een belangrijke rol spelen in de nutriënthuishouding, zijn over dit laatste aspect nog te weinig gegevens voorhanden om daarmee rekening te houden bij het uitwerken van inrichtingsplannen voor waterlopen. Met de resultaten van dit onderzoek kan daartoe een bijdrage geleverd worden. Dit kan specifiek bij de verdere afwerking van het Sigma plan.

5.1. Het Sigma plan

Het Sigma plan kan vergeleken worden met het Nederlandse Delta plan. Het plan houdt in dat het deel van het Schelde estuarium dat onderhevig is aan getijwerking en dat gelegen is op Vlaams grondgebied volledig wordt ingedijkt, ten einde de bevolking voor overstromingsrampen te behoeden. Deze dijken moeten een hoogte bereiken van 8 m TAW. De werken zijn momenteel in uitvoering, maar het zal nog vele jaren duren vooraleer het project is afgewerkt. Dit houdt in dat nog vrij ruime mogelijkheden bestaan om aanpassingen van de bestaande plannen voor te stellen.

De realiteitswaarde van deze mogelijkheden is verre van dubieus. De Vlaamse regering heeft immers recent beslist dat bij de verdere afwerking van het Sigma plan niet alleen met de veiligheid maar ook met de ecologische inpasbaarheid van het volledige project moet worden rekening gehouden. Bovendien moeten de werken passen binnen de principes van integraal waterbeheer. Dit houdt o.a. in dat op bepaalde plaatsen het slikken- en schorrenareaal kan uitgebreid worden.

De resultaten van dit onderzoek zullen argumenten aanbrengen om planaanpassingen te ondersteunen of bij te sturen. Op basis van dit onderzoek kunnen intergetijdegebieden, die bijdragen tot een betere nitraatverwijderingscapaciteit van de Schelde, teruggewonnen worden, vooral indien precies kan worden aangegeven welk specifiek biotoop of welke hoogteligging gekoppeld is aan een maximale denitrificatie. Dit is vooral belangrijk omdat in het huidige toekomstperspectief van de stikstofproblematiek van de Schelde het relatief aandeel van de intergetijdegebieden op het vlak van nitraatverwijdering zeer waarschijnlijk zal toenemen. Uiteindelijk kan de incorporatie van het belang van nutriëntencycli en denitrificatie in het bijzonder een belangrijke stimulans betekenen bij het behoud en herstel van "wetlands", wat dan op zijn beurt kan bijdragen tot het ecologisch herstel van onze waterlopen.

5.2. Modellering van de Schelde als ecosysteem

De verschillende meetresultaten zullen zeer nuttig zijn om het apart karakter van intergetijdegebieden te typeren door middel van een model. De bestaande modellen van de Schelde houden geen (Billen, 1990) of in beperkte mate (Soetaert & Herman, 1994 a,b) rekening met intergetijdegebieden. Dit onderzoek kan een verfijning teweeg brengen van de bestaande modellen.

Voor de waterbeheerder is het van groot belang om over goede ecologische modellen te beschikken. We zien dan ook meer en meer dat van de grote watersystemen modellen bestaan. Zo ook voor de Schelde (model Billen, SAWES en MOSES). Die modellen kunnen voorspellingen maken van de mogelijke effecten van verschillende beleidsvoornemens (b.v. verdere waterzuivering). Modellen vormen aldus een zeer belangrijk element voor het beleid.

LITERATUURLIJST

AMBUS P., LOWRANCE R. (1991) Comparison of denitrification in two riparian soils. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 994-997.

ARMSTRONG A. C. , BURT T. P. (1993) Nitrate losses from agricultural land. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management* . John Wiley & Sons, Chisester, 239-268.

BALL S. (1993) Nitrate and the law. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management* . John Wiley & Sons, Chisester, 387-400.

BARTLETT K. B., HARRIS R. C. (1993) Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere*, 26, 261-320.

BEAZLEY M. (1993) *Wetlands in danger*. Groot Britannië, Reed Consumer Books Ltd., 187 p.

BENGTSSON G., ANNADOTTER H. (1989) Nitrate reduction in a groundwater microcosm determined by ¹⁵N gas chromatography-mass spectrometry. *Applied Environmental Microbiology*, 55, 2861-2870.

BILLEN G. (1993) Coastal eutrophication in a global perspective. "Biological Indicators of Global Change" Symposium proceedings, 17-34.

BILLEN G., DESSERTY S., LANCELOT C., MEYBECK M. (1989) Seasonal and inter-annual variations of nitrogen diagenesis in the sediments of a recently impounded basin. *Biogeochemistry*, 8, 73-100.

BILLEN G., SERVAIS P., LANCELOT C., ROUSSEAU V., ANZIL A., DANDOIS J. M. (1990) *Modèle mathématique de l' estuaire de l' Escaut*. Unité de gestion du modèle mathématique de la Mer du Nord et de l' estuaire de l' Escaut, Rapport final réf BH/88/26, U.L.B., Brussel, 146 p.

BILLEN G., SOMVILLE M., DE BECKER E., SERVAIS P. (1985) A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin. *Netherlands Journal of Sea Research*, 19, 223-230.

BLACKBURN T. H. (1993) Turnover of $^{15}\text{NH}_4^+$ tracer in sediments. in: *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis, 643-648.

BODERIE P. M. A., ZWOLSMAN J. J. G., VAN ECK G. T. M., VAN DER WEIJDEN C. H. (1993) Nutrient biogeochemistry in the water column (N, P, Si) and pore-water (N) of sandy sediment of the Scheldt Estuary (SW-Netherlands). *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27, 309-318.

BOYT F. L., BAYLEY S. E., ZOLTEK Jr. J. (1977) Removal of nutrients from treated municipal wastewater by wetland vegetation. *Journal of Water Pollution and Canadian Fisheries*, 789-800.

BOWDEN W. B., VÖRÖSMATY C. J., MORRIS J. T., PETERSON B. J., HOBBIE J. E., STEUDLER P. A., MOORE B. (1991) Transport and processing of nitrogen in a tidal freshwater wetland. *Water Resources Research*, 27, 389-408.

BRINSON M. M. (1988) Strategies for assessing the cumulative effects of wetland alteration on water quality. *Environmental Management*, 12, 655-662.

BRUNET R. C., PINAY G., GAZELLE F., ROQUES L. (1994) Role of the floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour River, South-West France. *Regulated Rivers*, 9, 55-63.

BURT T. P., HAYCOCK N. E. (1993) Controlling losses of nitrate by changing land use. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, Chisester, 341-368.

BURT T. P., TRUDGILL S. T. (1993) Nitrate in groundwater. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, Chisester, 213-238.

CHATARPAUL L., ROBINSON J. B., KAUSHIK N. K. (1980) Effects of tubificid worms on denitrification and nitrification in stream sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 37, 656-663.

CHRISTENSEN P. B., NIELSEN L. P., REVSBECH N. P., SØRENSEN J. (1989) Microzonation of denitrification activity in stream sediments as studied with a combined oxygen and nitrous oxide microsensor. *Applied Environmental Microbiology*, 55, 1234-1241.

CHRISTENSEN P. B., NIELSEN L. P., SØRENSEN J., REVSBECH N. P. (1990) Denitrification in nitrate rich streams: diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. *Limnology and Oceanography*, 35, 640-651.

CHRISTENSEN P. B., SØRENSEN J. (1986) Temporal variation of denitrification activity in plant-covered, littoral sediment from Lake Hampen, Denmark. *Applied Environmental Microbiology*, 51, 1174-1179.

COLBOURN P. (1992) Denitrification and N₂O production in pasture soil: the influence of nitrogen supply and moisture. *Agricultural Ecosystems and Environment*, 39, 267-278.

DAVIDSON E. A., SWANK W. T. (1990) Nitrous oxide dissolved in soil solution: an insignificant pathway of nitrogen loss from a southeastern hardwood forest. *Water Resources Research*, 26, 1687-1690.

DE COOMAN P., SCOKART R., DE BORGER R. (1993) Kwantificering per hydrografisch bekken van de nutriëntverliezen naar het oppervlaktewater door landbouwactiviteit in België. I.S.O., Ministerie van Landbouw, 13 p.

DELAUNE R. D., LINDAU C. W., PATRICK Jr. W. H. (1988) Use of stable nitrogen isotopes in determining nitrogen sources entering Louisiana surface waters. Technical completion report Louisiana Water Resources Research Institute, 24 p.

DELAUNE R. D., REDDY C. N., PATRICK Jr. W. H. (1981) Accumulation of plant nutrients and heavy metals through sedimentation processes and accretion in a Louisiana salt marsh. *Estuaries*, 4, 328-334.

DE VOL A. H. (1991) Direct measurement of nitrogen gas fluxes from continental shelf sediments. *Nature*, 349, 319-321.

FETTER Jr. C.W., SLOEY W.E., SPANGLER F.L. (1978) Use of a natural marsh for wastewater polishing. *Journal of Water Pollution and Canadian Fisheries*, 290-307.

GRANELI E., WALLSTRÖM K., LARSSON U., GRANELI W., ELMGREN R. (1990) Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea area. *Ambio*, 19, 142-151.

GRANLI T., BØCKMAN O. C. (1994) Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, supplement 12, 128 p.

GROFFMAN P. M. (1994) Denitrification in freshwater wetlands. *Current Topics in Wetland Biogeochemistry*, 1, 15-35.

GROFFMAN P. M., TIEDJE J. M. (1988) Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1626-1629.

GROFFMAN P. M., TIEDJE J. M., MOKMA D. L., SIMKINS S. (1992) Regional scale analysis of denitrification in north temperate forest soils. *Landscape Ecology*, 7, 45-53.

GRUNDMANIS V., MURRAY J. W. (1977) Nitrification and denitrification in marine sediments from Puget sound. *Limnology and Oceanography*, 22, 804-813.

GUTHRIE T. F., DUXBURY J. M. (1978) Nitrogen mineralization and denitrification in organic soils. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 908-912.

HALL T., CROLL B. T. (1993) Treatment Processes for nitrate removal from water supplies. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, Chisester, 369-386.

HAYCOCK N. E., PINAY G., WALKER C. (1993) Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio*, 22, 340-346.

HEATHWAITE A. L. (1993) Nitrogen cycling in surface waters and lakes. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, Chisester, 99-140.

HEATHWAITE A. L., BURT T. P., TRUDGILL S. T. (1993) Overview - the nitrate issue. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, Chisester, 3-22.

HIGLER L. W. G. (1993) The riparian community of north-west European lowland streams. *Freshwater Biology*, 29, 229-241.

HOFFMANN M. (1993) Vegetatiekundig en ecologisch onderzoek van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde met vegetatiekartering. Universiteit Gent, in opdracht van het Instituut voor Natuurbehoud en Rijkswaterstaat, Directie Zeegebieden, 223 p.

HOPKINSON Jr. C. S. (1992) A comparison of ecosystem dynamics in freshwater wetlands. *Estuaries*, 15, 549-562.

HOWARD-WILLIAMS C. (1985) Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology*, 15, 391-431.

HOWARD-WILLIAMS C., DOWNES M. T. (1993) Nitrogen cycling in wetlands. in: Nitrate: processes, patterns and management. John Wiley & Sons, 141-168.

HUISKES A. H. L. (1988) The salt marshes of the Westerschelde and their role in the estuarine ecosystem. *Hydrobiological Bulletin*, 22, 57-63.

HYNES R. K., KNOWLES R. (1978) Inhibition by acetylene of ammonia oxidation in *Nitrosomonas europaea*. *FEMS Microbiology Letters*, 4, 319-321.

IVERSEN N., JORGENSEN B. B. (1993) Diffusion coefficients of sulphate and methane in marine sediments: influence of porosity. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57, 571-578.

JACOBS T. C., GILLIAM J. W. (1985) Headwater stream losses of nitrogen from two coastal plain watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 14, 467-478.

JOHNES P. J., BURT T. P. (1993) Nitrate in surface waters. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) Nitrate: processes, patterns and management. John Wiley & Sons, Chisester, 269-318.

JOHNSTON C. A., BUBENZER G. D., LEE G. B., MADISON F. W., Mc HENRY J. R. (1984) Nutrient trapping by sediment deposition in a seasonally flooded lakeside wetland. *Journal of Environmental Quality*, 13, 283-290.

JORDAN T. E., CORELL D. L. (1991) Continuous automated sampling of tidal exchanges of nutrients by brackish marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32, 527-545.

KAPLAN W., VALIELA I., TEAL J. M. (1979) Denitrification of a salt marsh ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 24, 726-734.

KEMP W. M., SAMPOU P., CAFFREY J., MAYER M., HENRIKSEN K., BOYNTON W. R. (1990) Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology and Oceanography*, 35, 1545-1563.

KLAP V., HEIP C. (1991) DeSchelde: een evaluatie van het beleid, de functies en de waterkwaliteit. Verslag van de Raadgevende Interparlementaire Beneluxraad 404-1.

KOROM S. F. (1992) Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water resources research*, 28, 1657-1668.

LAANE R. W. P. M., VAN DER MEER J., DE VRIES A., VAN DER GIESSEN A. (1990) Monitoring the progress of attempts to reduce nutrient load and inputs of certain compounds in the North Sea by 50%. *Environmental Management*, 14, 221-227.

LAIMA M. J. C. (1993) Recovery of $^{15}\text{NH}_4^+$ in labelling experiments on coastal marine sediments. *Marine Chemistry*, 44, 31-42.

LIND A.-M. (1983) Nitrate reduction in the subsoil, in: *Denitrification in the nitrogen cycle*. Plenum, 145-156.

LOWRANCE R., TODD R., FAIL Jr. J., HENDRICKSON Jr. O., LEONARD R., ASMUSSEN L. (1984) Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34, 374-377.

MACKIN J. E., ALLER R. C. (1984) Ammonium adsorption in marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 29, 250-257.

MEIRE P., ROSSAERT G., DE REGGE N., YSEBAERT T., KUIJKEN E. (1992) Het Schelde-estuarium: ecologische beschrijving en een visie op de toekomst. Rapport RUG-WWE nr. 28, Rapport I.N. nr. A92.57, Gent, 142 p.

MIDDELBURG J. J., KLAVER G., NIEUWENHUIZE J., MARKUSSE R. M., VLUG T., VAN DER NAT F. J. W. A. (1994a) Nitrous oxide emissions from estuarine intertidal sediments. *Hydrobiologia*, in press.

MIDDELBURG J. J., KLAVER G., NIEUWENHUIZE J., VLUG T. (1994b) Carbon and nitrogen cycling in intertidal sediments near Doel, Scheldt estuary. *Hydrobiologia*, in press.

MITSCH W. J., GOSSELINK J. G. (1993) *Wetlands. U.S.A.*, Van Nostrand Reinhold, 722 p.

NIELSEN L. P., CHRISTENSEN P. B., REVSBECH N. P., SØRENSEN J. (1990) Denitrification and photosynthesis in stream sediment studied with microsensor and whole-core techniques. *Limnology and Oceanography*, 35, 1135-1144.

NIENHUIS P. H. (1993) Nutrient cycling and foodwebs in Dutch estuaries. *Hydrobiologia*, 265, 15-44.

NISHIO T., KOIKE I., HATTORI A. (1982) Denitrification, nitrate reduction, and oxygen consumption in coastal and estuarine sediments. *Applied Environmental Microbiology*, 43, 648-653.

NISHIO T., KOIKE I., HATTORI A. (1983) Estimates of denitrification and nitrification in coastal and estuarine sediments. *Applied Environmental Microbiology*, 45, 444-450.

ODUM W. E. (1988) Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. *Annual Review of Ecological Systems*, 19, 147-176.

OREMLAND R. S., UMBERGER C., CULBERTSON C. W., SMITH R. L. (1984) Denitrification in San Francisco Bay intertidal sediments. *Applied Environmental Microbiology*, 47, 1106-1112.

OSBORNE L. L., KOVACIC D. A. (1993) Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater biology*, 29, 243-258.

OWENS N. J. P. (1993) Nitrate cycling in marine waters. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, Chisester, 169-209.

PARKIN T. B. (1987) Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1194-1199.

PARKINSON R. J. (1993) Changes in agricultural practice. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, Chisester, 321-340.

PATRICK Jr. W. H., REDDY K. R. (1976) Nitrification-denitrification reactions in flooded soils and water bottoms: dependence on oxygen supply and ammonium diffusion. *Journal of Environmental Quality*, 5, 469-472.

PERSOONE G. (1991) *Microbiologisch en biologisch onderzoek van de milieuverontreiniging*. Cursus, Gent, Faculteit Landbouw en Toegepaste Biologische Wetenschappen, 153p.

PETERJOHN W. T., CORELL D. L. (1984) Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65, 1466-1475.

PINAY G., DECAMPS H. (1988) The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers*, 2, 507-516.

PINAY G., FABRE A., VERVIER Ph., GAZELLE F. (1992) Control of C, N, P distribution in soil of riparian forests. *Landscape Ecology*, 6, 121-132.

PINAY G., ROQUES L., FABRE A. (1993) Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *Journal of Applied Ecology*, 30, 581-591.

REDDY K. R., PATRICK Jr. W. H., LINDAU C. W. (1989) Nitrification-denitrification at the plant root sediment interface in wetlands. *Limnology and Oceanography*, 34, 1004-1013.

REDDY K. R., PATRICK Jr. W. H., PHILLIPS R. E. (1978) The role of nitrate diffusion in determining the order and rate of denitrification in flooded soil: 1. Experimental results. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 268-272.

RYSGAARD S., RISGAARD-PETERSEN N., NIELSEN L. P., REVSBECH N. P. (1993) Nitrification and denitrification in lake and estuarine sediments measured by the

^{15}N dilution technique and isotope pairing. *Applied Environmental Microbiology*, 59, 2093-2098.

SCHLESINGER W. H. (1991) An analysis of global change. *Biogeochemistry*, Academic Press Inc.

SCOTT SMITH M., TIEDJE J. M. (1979) Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 11, 261-267.

SEECH A. G., BEAUCHAMP E. G. (1988) Denitrification in soil aggregates of different sizes. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1616-1621.

SEITZINGER S. P. (1988) Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*, 33, 702-724.

SEITZINGER S. P., NIELSEN L. P., CAFFREY J., CRISTENSEN P. B. (1993) Denitrification measurements in adequate sediments: a comparison of three methods. *Biogeochemistry*, 23, 147-167.

SEITZINGER S. P., NIXON S. W., PILSON E. Q. (1984) Denitrification and nitrous oxide production in a coastal marine ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 29, 73-83.

SIMPSON R. L., GOOD R. E., LECK M.A., WHIGHAM D. E. (1983) The ecology of freshwater tidal wetlands. *BioScience*, 33, 255-259.

SIMPSON R. L., GOOD R. E., WALKER R., FRASCO B. R. (1983) The role of Delaware River freshwater tidal wetlands in the retention of nutrients and heavy metals. *Journal of Environmental Quality*, 12, 41-48.

SMITH C. J., DELAUNE R. D., PATRICK Jr. W. H. (1983) Nitrous oxide emission from Gulf Coast Wetlands. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47, 1805-1814.

SMITH R. L., DUFF J. H. (1988) Denitrification in a sand and gravel aquifer. *Applied Environmental Microbiology*, 54, 1071-1078.

SOETAERT K., HERMAN P. (1993) Estimating global nitrogen production or consumption in the Westerschelde using a simple transport model - with a comment on

the conservative behavior of nitrogen species in the estuary. JEEP 92, Workshop FARO, 1-5.

SOETAERT K., HERMAN P. (1994a) Carbon flows in the Westerschelde estuary (the Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES). *Hydrobiologia*, in press.

SOETAERT K., HERMAN P. (1994b) Nitrogen dynamics in the Westerschelde estuary (the Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES). *Hydrobiologia*, in press.

TABACCHI E., PLANTI-TABACCHI A-M., DECAMPS O. (1990) Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. *Landscape Ecology*, 5, 9-20.

TAM T. Y., KNOWLES R. (1979) Effects of sulfide and acetylene on nitrous oxide reduction by soil and by *Pseudomonas aeruginosa*. *Canadian Journal of Microbiology*, 25, 1133-1138.

UNEP/WHO (1988) Assessment of freshwater quality. London.

VALIELA I., TEAL J. M. (1979) The nitrogen budget of a salt marsh ecosystem. *Nature*, 280, 652-656.

VALIELA I., TEAL J. M., VOLKMANN S., SHAFER D., CARPENTER E. J. (1978) Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater. *Limnology and Oceanography*, 23, 798-812.

VAN CLEEMPUT O. (1994) Biogeochemistry of nitrous oxide in wetlands. *Current Topics in Wetland Biogeochemistry*, 1, 3-14.

VAN CLEEMPUT O., ABBOUD S., BAERT L. (1988) Denitrification and interaction between its intermediate compounds. in: JENKINSON D. S., SMITH K. A. (eds.) *Nitrogen efficiency in agricultural soils*. Elsevier Applied Science, London, 302-311.

VAN DERBORGH T. J.-P., WOLLAST R., BILLEN G. (1977a) Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 1. Mass transfer properties and silica diagenesis. *Limnology and Oceanography*, 22, 787-793.

VANDERBORGHT J.-P., WOLLAST R., BILLEN G. (1977b) Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 2. Nitrogen diagenesis *Limnology and Oceanography*, 22, 794-803.

VAN DER NAT J. (1993) Wetlands: influence of vegetation on CH₄ and N₂O emissions. (in prep.), 32 p.

VAN ECK G. T. M., DE PAUW N., VAN DEN LANGENBERGH M., VERREET G. (1991) Emissies, gehalten, gedrag en effecten van (microverontreinigingen in het stroomgebied van de Schelde en Schelde-estuarium. *Water*, 60, 164-181.

VAN RAALTE C. D., PATRIQUIN D. G. (1979) Use of the "acetylene blockage" technique for assaying denitrification in a salt marsh. *Marine Biology*, 52, 315-320.

VINTEN A. J. A., SMITH K. A. (1993) Nitrogen cycling in agricultural soils. in: *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, 39-74.

WAYNE R. P. (1993) Nitrogen and nitrogen compounds in the atmosphere. in: BURT T. P., HEATHWAITE A. L., TRUDGILL S. T. (ed.) *Nitrate: processes, patterns and management*. John Wiley & Sons, Chisester, 23-38.

WHIGHAM D. F., CHITTERLING C., PALMER B. (1988) Impacts of freshwater wetlands on water quality: a landscape perspective. *Environmental Management*, 12, 663-671.

WHITING G. J., Mc KELLAR Jr., SPURRIER J.D., WOLAVER T.G. (1989) Nitrogen exchange between a portion of vegetated salt marsh and the adjoining creek. *Limnology and Oceanography*, 34, 463-473.

WHO/UNEP (1987) *Global pollution and health. Results of health related environmental monitoring*, World Health Organisation, Geneva and United Nations Environment Programme, Nairobi, Yale Press, London.

WILSON J. G., BRENNAN M., BRENNAN B. (1993) Horizontal and vertical gradients in sediment nutrients on mudflats in the Shannon Estuary, Ireland. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27, 173-180.

APPENDIX 1:

SCHATTING VAN DE INVLOED VAN DENITRIFICATIE VAN
GETIJDEGEBIEDEN VAN DE DURME OP DE NITRAATCONCENTRATIE VAN
DE WATERKOLOM

Schatting van de invloed van denitrificatie van getijdegebieden van de Durme op de nitraatconcentratie van de waterkolom, bij gemiddeld getij

denitrificatie D: $25 \text{ mol N/m}^2/\text{j} = 0,53 \text{ g N/m}^2/\text{getijcyclus}$

komberging V: $2.159.272 \text{ m}^3$

De oppervlakte van de getijdegebieden O werd per kompartiment geschat volgens de formule:

$$O = [(B_{vl} - B_{eb})^2 + H^2]^{1/2} \times L$$

met: B_{vl} = breedte van de rivier bij vloed

B_{eb} = breedte van de rivier bij eb

H = getijamplitude

L = lengte per kompartiment = afstand tussen opeenvolgende transecten

Tabel: Berekening van de oppervlakte aan getijdegebieden langs de Durme a.h.v. gegevens van het Waterbouwkundig Instituut te Borgerhout, bij gemiddeld getij

nr. transsect	breedte van de rivier (m)		getijamplitude (m)	lengte (m) / kompartiment	oppervlakte (m ²) /kompartiment
	vloed	eb			
130	125,2	44,0	5	2068	168239,65
131	118,0	31,5	5	2005	173722,00
132	85,6	11,8	5	2002	148086,30
133	70,4	0	5	1874	131811,85
134	61,9	0	4	2125	131811,85
135	41,0	0	5	1875	77444,54
136	31,2	0	5	1750	55296,68
137	16,5	0	2	2000	33241,54
138	11,9	0	1	1400	16718,72
totale oppervlakte (ha):					<u>93,68</u>

invloed op waterkolom = $(D \times O) / V = \underline{0,2 \text{ mg N/l/getijcyclus}}$

Schatting van de invloed van denitrificatie van getijdegebieden van de Durme op de nitraatconcentratie van de waterkolom, bij springtij

denitrificatie D: $25 \text{ mol N/m}^2/\text{j} = 0,53 \text{ g N/m}^2/\text{getijcyclus}$

komberging V: $2.500.000 \text{ m}^3$

De oppervlakte van de getijdegebieden O werd per kompartiment geschat volgens de formule:

$$O = [(B_{vl} - B_{eb})^2 + H^2]^{1/2} \times L$$

met: B_{vl} = breedte van de rivier bij vloed

B_{eb} = breedte van de rivier bij eb

H = getijamplitude

L = lengte per kompartiment = afstand tussen opeenvolgende transecten

Tabel: Berekening van de oppervlakte aan getijdegebieden langs de Durme a.h.v. gegevens van het Waterbouwkundig Instituut te Borgerhout, bij springtij

nr. transect	breedte van de rivier (m)		getijamplitude (m)	lengte (m) / kompartiment	oppervlakte (m ²) /kompartiment
	vloed	eb			
130	280,8	29,9	10	2068	519273,15
131	213,1	15,6	10	2005	396494,77
132	127,0	0	9	2002	254891,63
133	95,5	0	9	1874	180506,28
134	88,6	0	9	2125	189243,87
135	69,4	0	6	1875	130610,41
136	59,5	0	6	1750	104653,07
137	51,4	0	8	2000	104037,69
138	40,0	0	8	1400	57109,02
totale oppervlakte (ha):					<u>193,68</u>

invloed op waterkolom = $(D \times O) / V = \underline{0,4 \text{ mg N/l/getijcyclus}}$

APPENDIX 2:

METHODEN OM DENITRIFICATIE TE BEPALEN

Methoden om denitrificatie te bepalen

Er bestaan geen methoden die op bevredigende wijze denitrificatie kunnen meten. Een combinatie van verschillende benaderingen kan echter wel een beter beeld van de werkelijkheid geven. De meest toegepaste methoden met hun belangrijkste voor- en nadelen worden hierna kort besproken.

1. Acetyleen inhibitietechniek (AIT)

Acetyleen blokkeert de reductie van N_2O naar N_2 (Van Raalte & Patriquin, 1979). De accumulatie van N_2O is hierbij een maat voor denitrificatie, en wordt zeer precies bepaald d. m. v. een gaschromatograaf. Het is ondanks de nadelen die eraan verbonden zijn één van de meest toegepaste methoden om denitrificatie te meten in aquatische sedimenten (Seitzinger et al., 1993). De effecten die acetyleeninjectie in de bodem teweeg brengt op vegetatie, en via mogelijke reacties van vegetatie op de stikstofcyclus in de bodem, zijn nog niet goed gekend (Van der Nat, 1993).

voordelen

- * Metingen zijn mogelijk na een korte incubatietijd en bij realistische nitraatconcentraties.

- * De methode is goedkoop en gemakkelijk uitvoerbaar.

nadelen

- * Acetyleen inhibeert ook nitrificatie (Hynes & Knowles, 1978). Het inhibeert ammoniumoxydatie onomkeerbaar door reactie met het ammonium-monooxygenase enzym. Daardoor geeft de methode een onderschatting van de werkelijke denitrificatiewaarden. Enkel denitrificatie ten gevolge van NO_3^- transport vanuit de waterkolom wordt gemeten. Dit kan ook deels verklaren waarom AIT niet werkt bij lage nitraatconcentraties. De mate waarin AIT gekoppelde nitrificatie/denitrificatie onderschat hangt af van de verhouding waarin de "turnover"tijd van de nitraat"pool" afkomstig van nitrificatie staat tegenover de incubatietijd. Seitzinger et al. (1993) toonden aan dat de "turnover"tijd van de nitraat"pool" afkomstig van nitrificatie in sedimenten zeer kort kan zijn, nl. minder dan 15 minuten.

- * Bovendien inhibeert acetyleen, vooral bij lage nitraatconcentraties, de N_2O -reductase onvolledig. Seitzinger et al. (1993) vonden dat met de acetyleen inhibitietechniek slechts de helft van de denitrificatie ten gevolge van de nitraatflux werd gedetecteerd. Dit kan in sommige gevallen vermeden worden door hoge acetyleen concentraties te gebruiken (Oremland et al, 1984).

* Soms zorgt slechte diffusie van acetyleen voor problemen (Oremland et al, 1984). De diffusie wordt vooral belemmerd in sedimenten met hoog klei- of slibgehalte.

* Sulfide maakt acetyleenblokkering van N_2O -reductase ongedaan. Dit kan vooral problematisch zijn in sterk organische mariene sedimenten (Tam & Knowles, 1979).

2. Rechtstreekse flux metingen

Bij deze methode worden in gasdichte glazen kamers sedimentstalen geïncubeerd (Kaplan & Valiela, 1979; Valiela & Teal, 1979). De N_2 productie dient dan te worden geregistreerd. Bij denitrificatiemetingen onder water kan de N_2 toename boven de N_2 verzadigingswaarde in het water worden gemeten (Devol, 1991). Bij sedimenten met een bovenliggende water- en gasfase wordt de achtergrondconcentratie van N_2 teruggedrongen van 78 % naar 1 tot 3 % door de bovenliggende water- en gasfase te "flushen" met een gasmengsel van 80 % He en 20 % O_2 . Een mengsel bestaande uit 21 % O_2 , 0,03 % CO_2 , en He wordt ook soms gebruikt (Seitzinger, 1988).

voordelen

* Het gebruik van inhibitoren met bijhorende neveneffecten is niet nodig. Nitraat- en zuurstofconcentraties worden niet beïnvloed.

nadelen

* Bij gebruik van He zijn incubatietijden van ongeveer 9 dagen nodig om de achtergrondconcentratie van N_2 in het poriënwater weg te krijgen. Desondanks worden parameters zoals ammonium-, nitraat-, nitriet-, en zuurstoffluxen tussen sediment en water hierdoor niet merkbaar beïnvloed (Seitzinger, 1988). Om de invloed van getijwerking na te gaan is deze methode echter niet voor de hand liggend. Daarbij komt dat sedimenten met planten tijdens dergelijke lange periodes niet stabiel blijven (Groffman, 1994).

* De methode is duur en technisch niet gemakkelijk uitvoerbaar.

3. Stabiele isotopen

Stikstof komt in de natuur voor onder de vorm van 2 stabiele isotopen: ^{14}N en ^{15}N . In atmosferisch N_2 komt ^{15}N voor als 0,3663 % van beide isotopen samen. Wegens het verschil in massa van de isotopen verandert deze verhouding naargelang de transformaties die de stikstofvormen ondergaan. Een voorbeeld: stikstof onder de vorm van ureum uit dierlijke mest of rioolwater hydrolyseert tot ammoniak. De ammoniak

die vervluchtigt zal sterk verarmd worden aan het ^{15}N -isotoop. Het achterblijvend ammonium in oplossing zal aangerijkt zijn aan het ^{15}N -isotoop. Een toepassing hiervan is de mogelijkheid om d.m.v. de isotoopverhouding van wateren aanwijzingen te geven van bronnen van verontreiniging (DeLaune et al., 1988). De besproken methoden betreffen experimenten waarbij het ^{15}N -isotoop als tracer kunstmatig wordt aangerijkt.

voordelen

* Met de "isotope pairing" techniek kunnen ^{15}N atomen, gevormd door denitrificatie van $^{15}\text{NO}_3$, gebruikt worden om bindingen te vormen met ^{14}N atomen, geproduceerd door denitrificatie van $^{14}\text{NO}_3$. De denitrificatiesnelheid kan berekend worden door de verhouding te meten van $^{28}\text{N}_2$, $^{29}\text{N}_2$ en $^{30}\text{N}_2$ (Rysgaard et al., 1993).

nadelen

* Reversiebele adsorptie aan sedimentpartikels is een belangrijke reactie die de verdeling van opgelost ammonium in sedimenten beïnvloedt (Mackin & Aller, 1984). $^{15}\text{NH}_4^+$ verdwijnt na toediening onmiddellijk door adsorptie aan het sediment. Later tijdens de incubatie komt het weer te voorschijn. Daardoor ontstaat een onevenwicht tussen reactie en transport, en wordt een deel van het isotoop niet teruggevonden (Blackburn, 1993; Laima, 1993). Daaraan kan worden verholpen door een verdunde sedimentbrij te gebruiken (Blackburn, 1993). Dit heeft dan weer het nadeel dat processen ontkoppeld worden, en dat de incubatieomstandigheden onnatuurlijk zijn. Met geschikte extractiemiddelen kunnen uit het sediment echter NH_4^+ "pools" met verschillende uitwisselingscapaciteit worden geëxtraheerd.

* De $^{15}\text{NH}_4^+$ techniek vereist een beduidende stijging van de ammonium concentratie (Rysgaard et al., 1993).

* Onderzoek van de gasfase is technisch zeer moeilijk. De standaardprocedure waarbij gassen onmiddellijk na bemonstering worden geïnjecteerd in de massaspectrometer is bovendien de oorzaak dat de onderzoeker met deze methode geen in situ metingen kan uitvoeren. Methoden om $^{15}\text{N}_2$ stalen te bewaren zijn echter in volle ontwikkeling.