

Eindrapport:
Typologie van de oppervlaktewateren in
Vlaanderen

*Hans Jochems
Anik Schneiders
Luc Denys
Erika Van den Bergh*

Instituut voor Natuurbehoud

Projectomschrijving:

Indelen van de rivieren, meren, overgangswateren en kustwateren in Vlaanderen in typen overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water op basis van bestaande typologieën en kennis.

Auteurs

Hans Jochems (IN)

Anik Schneiders (IN)

Luc Denys (IN)

Erika Van den Bergh (IN)

Opdrachtgever

Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)

Stuurgroepleden

Henk Maeckelberghe (VMM)

John Emery (VMM)

Gaby Verhaegen (VMM)

Claude Belpaire (IBW)

Annemie Stabel (AMINAL)

Peter Viaene (AWZ, afdeling waterbouwkundig laboratorium)

Marcel Voet (IN)

Rudy Vannevel (VMM)

Anik Schneiders (IN)

Erika Van den Bergh (IN)

Luc Denys (IN)

Jo Packet (IN)

Jenny van der Welle (IN)

Willy Huybrechts (IN)

Hans Jochems (IN)

Wijze van citeren

Jochems H., Schneiders A., Denys L., Van den Bergh E. 2002. Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. Eindverslag van het project VMM. KRLW-typologie.2001 (met CD-ROM)

CD verkrijgbaar bij VMM

Inhoudstafel

1	Inleiding	3
2	Toelichting bij de Kaderrichtlijn Water	4
3	Typologie oppervlaktewateren.....	7
3.1	Algemeen	7
3.2	Hiërarchie van ecologische variabelen	8
3.2.1	Geologie	9
3.2.2	Reliëf.....	9
3.2.3	Hydro-ecoregio	9
3.2.4	Longitudinale indeling van rivieren	12
3.2.5	Afmetingen bij meren.....	13
3.3	Typologie-opdracht in Vlaanderen.....	14
4	Indeling in categorieën	15
4.1	Meren	15
4.2	Overgangswateren	16
4.3	Kustwateren.....	17
4.4	Rivieren	18
5	Indeling in typen	19
5.1	Meren	19
5.1.1	Typologie systeem A	19
5.1.2	Typologie systeem B	21
5.2	Overgangswateren	28
5.2.1	Typologie systeem A	28
5.2.2	Typologie systeem B	29
5.3	Kustwateren.....	31
5.3.1	Typologie systeem A	31
5.3.2	Typologie systeem B	32
5.4	Rivieren	33
5.4.1	Typologie systeem A	33
5.4.2	Typologie systeem B	34
6	Bespreking GIS-bestanden	40
6.1	CD-ROM.....	40
6.2	Basiskaarten	40
6.2.1	Meren.....	40
6.2.2	Overgangswateren en kustwateren	41
6.2.3	Rivieren.....	43
6.3	Legendebestanden.....	45
6.4	Overige wateren	45
6.4.1	Kanalen.....	45
6.4.2	Restwateren.....	45
7	Besluit.....	46
8	Literatuur	47
9	Bijlagen.....	50
9.1	Bijlage 1: Overzicht van de Europese werkgroepen die de handleidingen uitwerken voor de implementatie van de kaderrichtlijn water	50
9.2	Bijlage 2: Links met internationale projecten en websites	51
9.3	Bijlage 3: Kaart ecoregio's volgens systeem A.....	52
9.4	Bijlage 4: Voorstel tot afbakening Ecoregio's en Hydro-ecoregio's in Vlaanderen	54
9.5	Bijlage 5: Voorbeelden van longitudinale zoneringen.....	56
9.6	Bijlage 6: Hoogteligging.....	59
9.7	Bijlage 7: Definities en Afkortingen	60
9.8	Bijlage 8: Basiskaarten	61

1 Inleiding

Het voeren van een efficiënt waterbeleid is sterk afhankelijk van betrouwbare informatie over natuur- en milieukwaliteit en de oorzaken van veranderingen daarin. Monitoring speelt hierbij een dubbele rol: het vroegtijdig waarschuwen voor problemen inzake waterbeheer en het opvolgen en controleren van de effecten van de beleidsinitiatieven en maatregelenprogramma's om ze tijdig te kunnen bijsturen.

Het realiseren van een meetnet voor ecologische monitoring van oppervlaktewaters in Vlaanderen wordt in grote mate gestuurd door de verplichtingen die opgelegd worden door de Europese Kaderrichtlijn Water (KRLW).

De KRLW verplicht de lidstaten om achtereenvolgens: de oppervlaktewateren onder te verdelen in categorieën en typen, voor elk type per component van de levensgemeenschap een referentiekader uit te werken en een ecologisch beoordelingssysteem op te maken dat de afstand t.o.v. dat referentiekader bepaalt en kwaliteitsklassen onderscheidt.

De eerste fase (en de opdracht van deze studie) bestaat uit de indeling van alle oppervlaktewaters in Vlaanderen in **categorieën** en **typen**.

Het eerste luik van dit rapport handelt over de opsplitsing van de oppervlaktewateren in de **categorieën**: rivieren, meren, overgangswateren en kustwateren.

Per categorie is vervolgens een eenvoudige **typologie** uitgewerkt die voldoet aan de minimale eisen van de KRLW (**systeem A**). Aansluitend wordt per categorie op basis van de bestaande studies in Vlaanderen een meer ecologisch onderbouwde en verfijnde typologie uitgewerkt die voldoet aan de KRLW en een meer realistische weergave is van de diversiteit aan oppervlaktewateren in Vlaanderen (**systeem B**).

Terwijl de typen opgemaakt moeten worden om de biotische kwaliteitselementen op een meer gedifferentieerde en natuurgerichte wijze te beoordelen, dient de **indeling in typen** zuiver op abiotische descriptors te berusten. Het voorliggende rapport beschrijft de methode voor het typeren van alle Vlaamse oppervlaktewateren, met uitzondering van brakke en tijdelijke stilstaande wateren, op basis van ecologisch relevante, abiotische variabelen.

Tenslotte wordt de opbouw van de digitale bestanden (binnen GIS Arcview3.2) besproken die de verschillende categorieën en typen op Vlaamse schaal weergeven.

2 Toelichting bij de Kaderrichtlijn Water

De Kaderrichtlijn Water of voluit 'de richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid' (verder KRLW), werd gepubliceerd in het Europees Publicatieblad van 22 december 2000. Sindsdien is de richtlijn van kracht. Een belangrijke verschuiving tegenover vroegere Europese richtlijnen is dat de doelstellingen voor water niet langer uitsluitend in functie van menselijk gebruik worden gedefinieerd. Ook andere levensgemeenschappen en hun ecologische eisen worden belangrijk geacht in de beschrijving van het watermilieu.

De belangrijkste milieudoelstelling van de KRLW is het bereiken van een goede toestand in de verschillende watersystemen vóór 2015. Voor oppervlaktewateren wordt een goede toestand bepaald door een goede chemische én een goede biologische toestand. Dit wil zeggen dat naast de chemische waterkwaliteit ook de biologische kwaliteitselementen van het systeem niet of slechts in geringe mate verstoord mogen zijn ten opzichte van wat in een onverstoord systeem kan waargenomen worden. De biologische kwaliteitselementen worden ondersteund door hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitsparameters.

Er wordt met de KRLW duidelijk een stap gezet naar ecologische kwaliteitsdoelstellingen in functie van de van nature voorkomende levensgemeenschappen. Ook de normen, de beschermingsmaatregelen en de monitoringsnetwerken dienen aan deze nieuwe uitgangspunten aangepast te worden. Als basiseenheid bij de indeling van het watermilieu wordt het '**oppervlaktewaterlichaam**' gebruikt. Een oppervlaktewaterlichaam is een beheerseenheid, een coherente en betekenisvolle subeenheid van een oppervlaktewater, is even groot of kleiner dan een afgebakend type en wordt vooral op basis van pragmatische criteria afgebakend. Zo kan een oppervlaktewater met sterk gelokaliseerde impacts opgesplitst worden in twee of meerdere beheerseenheden om meer op detailschaal doelstellingen te formuleren en de kwaliteit te beoordelen.

Centraal in de invulling van de KRLW staat de stroomgebiedbenadering, in het streven naar een coherent waterbeleid samen met alle belanghebbenden binnen hetzelfde stroomgebied. Elke lidstaat moet er voor zorgen dat voor elk stroomgebieddistrict volgende analyses en beoordelingen worden uitgevoerd:

- o een analyse van de oppervlaktewater**kenmerken**
- o een beoordeling van de **effecten van menselijke activiteiten** op de toestand van het oppervlaktewater en grondwater
- o een economische analyse van het **watergebruik**

Om na te gaan of de milieudoelstellingen in de lidstaten behaald worden is een 6-jaarlijkse rapportering vereist over deze analyses en beoordelingen.

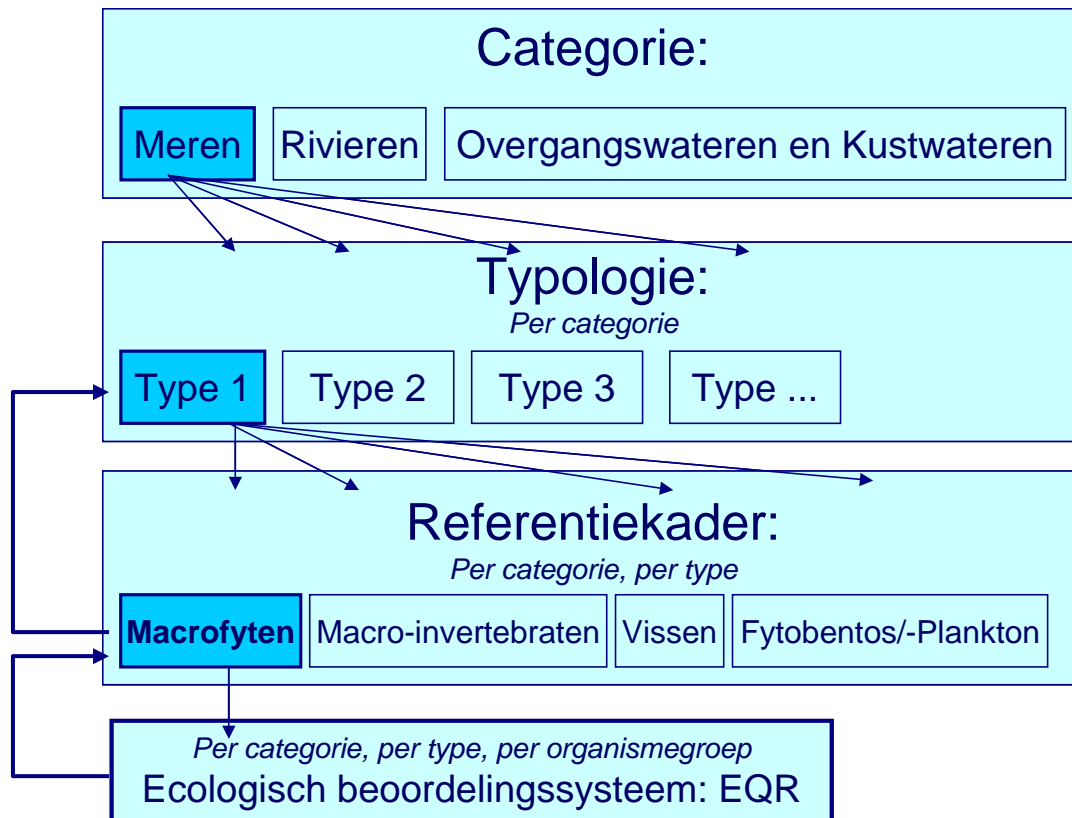
Een belangrijk onderdeel van de analyse van de oppervlaktewaterkenmerken is de uitbouw van een ecologisch meetnet voor oppervlaktewaters. De kaderrichtlijn geeft duidelijk aan hoe dit meetnet dient uitgebouwd te worden (zie figuur 1):

- Elke lidstaat dient alle oppervlaktewateren onder te verdelen in de volgende **categorieën**: waterlopen, meren, overgangswateren en kustwateren. Een kaart met de ligging van de oppervlaktewateren moet beschikbaar zijn. Alle oppervlaktewateren moeten verder opgedeeld worden in waterlichamen.
- Voor elke categorie dient een **typologie** uitgewerkt te worden. Voor de indeling in typen wordt gezocht naar discriminerende abiotische variabelen (ecoregio's, hoogteligging, breedte, verval, diepte, temperatuur, zuurgraad, alkaliniteit,...) die de verscheidenheid aan levensgemeenschappen zo goed mogelijk kunnen vatten. Overeenkomstig bijlage II van KRLW (punt 1.1 en 1.2) kan het indelen in typen volgens een systeem A en een systeem B gebeuren. Het **systeem A** is gebaseerd op een beperkt aantal vastgelegde descriptoren met vaststaande klassengrenzen. Het **systeem B** gebruikt naast een aantal verplichte, ook een aantal facultatieve factoren (te bepalen door de lidstaat) en geeft aan

de lidstaat de kans om zelf de hiërarchie en de klassengrenzen daarvan in te vullen. Wel mogen binnen systeem B nog andere variabelen, dan diegene die voorgesteld worden door de KRLW, gebruikt worden door de lidstaten. Uiteindelijk dient er een kaart (binnen een GIS) uitgewerkt te worden die de regionale verspreiding van de typen aangeeft.

- Voor elk type dient het **referentiekader** beschreven te worden dat overeenkomt met de (nagenoeg) 'natuurlijke levensgemeenschap' die in dat type verwacht wordt. De opmaak van referentiekaders laat een inschatting toe van het ecologisch potentieel van de waterlichamen over verschillende landschappen en regio's heen. Het referentiekader dient specifiek beschreven te worden voor elk biologisch kwaliteitselement. Voor de meeste organismegroepen is daarvoor een analyse van de soortensamenstelling en de abundanties vereist. De randvoorwaarden kunnen afgeleid worden uit de kwaliteitsklassen die uitgewerkt zijn in Annex V, paragraaf 1.1 en 1.2 van de KRLW. Voor sterk gewijzigde of door de mens gemaakte waterlichamen dient eveneens een (potentiële) referentietoestand beschreven te worden. Hierbij wordt steeds gezocht naar het natuurlijk type dat er het sterkst bij aanleunt, waar vervolgens naar gerefereerd wordt bij de toestandsbeschrijving.
- De volgende stap is het uitwerken van een **evaluatiesysteem** (per categorie, per type en per biologisch en fysisch-chemisch kwaliteitselement). Door een toestandsbeschrijving van de huidige situatie te spiegelen aan een ecologisch referentiebeeld, kan men de ecologische kwaliteit van alle oppervlaktewateren in beeld brengen. De typologie dient hier als middel om verschillende oppervlaktewaterlichamen toch samen te kunnen evalueren. De vergelijking met 'onverstoorde' referentiesites laat een classificatie toe van de oppervlaktewateren volgens degradatieklassen. De evaluatiescore dient voorgesteld te worden als een **ecologische kwaliteitsratio** (EQR), deze EQR-score varieert van 0 tot 1 en dient opgedeeld te worden in 5 klassen. De waarde 1 komt overeen met de situatie zoals beschreven in de referentietoestand. De klasse 0,8 tot 1 wordt gelijk gesteld aan een '**zeer goede ecologische kwaliteit**'. Op het terrein zullen referentiesites (met een natuurlijke dynamiek) echter niet van sites met een zeer goede ecologische kwaliteit (met een zeer geringe impact) te onderscheiden zijn. De klasse 0,6 tot 0,8 komt overeen met '**goede ecologische kwaliteit**' en dient in alle oppervlaktewateren bereikt te worden tegen 2015. Elke lidstaat moet immers streven naar een goede waterkwaliteit, en waar deze nog niet bereikt wordt, dienen maatregelenprogramma's te worden ontwikkeld. Meer details zijn terug te vinden in annex V, paragraaf 1.4 van de KRLW en in de handleiding van de Europese REFCONDwerkgroep.

In bijlage 1 is een overzicht gegeven van de internationale werkgroepen die instaan voor het uitwerken van de handleidingen om de implementatie in de lidstaten meer coherent en vlotter te laten verlopen. In bijlage 2 zijn aanvullend enkele internationale projecten m.b.t. monitoring en evaluatie aangegeven en de websites waar meer achtergrondinformatie te vinden is.



Figuur 1: stappenplan bij het uitbouwen van het biologisch meetnet

3 Typologie oppervlaktewateren

3.1 Algemeen

Klijn (1994) omschrijft een typologie als volgt:

“Het typeren van een studieobject komt in theorie overeen met het classificeren of systematisch ordenen door onderverdeling. De opbouw van een typologie start met het beschouwen van alle delen van het studieobject als homogeen, waarna verschillende typen worden onderscheiden op basis van verschillen in structurele, relevante kenmerken. Een structureel kenmerk bestaat in deze context uit goed in het veld herkenbare biotische en/of abiotische variabelen, waarvan de kartering wordt bijgehouden in datasets”.

Men onderscheidt twee benaderingen bij het opstellen van een typologie.

Een typologie **‘a posteriori/bottom-up’** vertrekt vanuit opgemeten plaats specifieke data en haalt de karakterisering van de typen uit een analyse hiervan. In deze benadering worden enkel de ecologisch relevante parameters (ten behoeve van de KRLW) meegenomen in de beschrijving. Voordeel is dat de indeling steunt op verschillen in levensgemeenschappen die op het terrein zijn waargenomen en dat de relaties met de abiotische variabelen effectief zijn vastgesteld. Nadeel is dat die beschrijving niet direct overdrachtelijk is op landschapsniveau. Vooraleer toedeling tot een bepaald type kan gebeuren dienen de hiertoe noodzakelijke waarnemingen te gebeuren. Bovendien staat de actuele toestand vaak ver af van de natuurlijke toestand, zodat de verschillen in levensgemeenschappen die worden waargenomen niet meer de ‘te verwachten natuurlijke verscheidenheid’ weerspiegelen, maar eerder de gevolgen aangeven van verschillende menselijke ingrepen. Op basis van actuele waarnemingen is het dan ook onmogelijk om in Vlaanderen een typologie uit te werken die de ‘natuurlijke’ of ‘oorspronkelijke’ verscheidenheid volledig weerspiegelt.

Een **‘a priori/top-down’** typologie gebruikt veralgemeende vastgestelde patronen, in casu abiotische condities met vooraf veronderstelde biologische relevantie, voor de karakterisering. De indelingscriteria zijn meestal bij voorbaat als kaartbestand voorradig, zodat ter plaatse geen extra waarnemingen verricht dienen te worden om een object in de typologie onder te brengen. De criteria staan door hun algemeenheid echter verder van de ‘ecologische realiteit’.

Beide benaderingen worden als mogelijkheid aangehaald in de REFCOND-guidance (second draft).

In theorie heeft een correcte biologische beoordeling nood aan stabiele geïntegreerde types die de biologische verscheidenheid zo goed mogelijk weerspiegelen en die bovendien ook toelaten om geïntegreerde maatregelenprogramma’s uit te werken. De opbouw hiervan vraagt in feite om een combinatie van een ‘bottom-up’ en een ‘top-down’ benadering. Beide zijn ook afzonderlijk en naast elkaar nodig voor een juiste beoordeling van de afstand tot de referentie en de opmaak van de maatregelen voor het bereiken van die referentie.

De indeling in typen dient te steunen op duidelijk waarneembare en/of vlot meetbare criteria die zo weinig mogelijk veranderen in de tijd, of waarvan de verandering of de dynamiek gekend is. De typeringen mogen immers geen momentopname zijn. Een ‘natuurlijke dynamiek’ (proces) zoals meandering kan bijvoorbeeld wel als criterium weerhouden worden, terwijl een begrenzing door weiland geen goed criterium is: een waterloop mag immers niet telkens van type veranderen indien het aangrenzende landgebruik gewijzigd wordt. Men dient er wel rekening mee te houden dat ook de ‘typische’ meandering en de rivierdynamiek in belangrijke mate door het (vroegere) landgebruik bepaald wordt. Vermits

globaal genomen biologische kenmerken op korte termijn kunnen veranderen door temporele en ruimtelijke variabiliteit, mogen ze niet als basis worden gebruikt omdat anders de typologie mee zou veranderen. De abiotische variabelen worden daarom verkozen op basis van hun herkenbaarheid, meetbaarheid en relatieve constantheid in de tijd. Men moet hierbij wel steeds voor ogen houden dat de typen steeds een 'biotische' relevantie hebben en dat al de typen samen de (natuurlijke) verscheidenheid aan levensgemeenschappen overkoepelen. Ze dienen zo weinig mogelijk overlap te vertonen en elk type dient zo eenduidig mogelijk te zijn.

Een andere belangrijke eigenschap is de **hiërarchie** in de ordening van de variabelen. Bij het maken van elke 'kaart' van een bepaalde regio is de natuurlijke hiërarchie van de ecologische kenmerken van die regio van groot belang bij het opstellen van een gebiedsdekkende typologie. Door deze eigenschap is gegarandeerd dat per dalend niveau in de hiërarchie een hoger ruimtelijk detailniveau bereikt wordt en dat tegelijkertijd de 'natuurlijke' relaties tussen de variabelen behouden blijven (Klijn, 1994). De kennis van de samenhang met de milieutypes is essentieel om de typologie functioneel te maken. Als degradaties worden vastgesteld moeten de oorzaken van die schade geïdentificeerd worden en (hiërarchisch) gerangschikt worden om dan uiteindelijk te kunnen beslissen over investeringen voor herstel (Wasson, 2002).

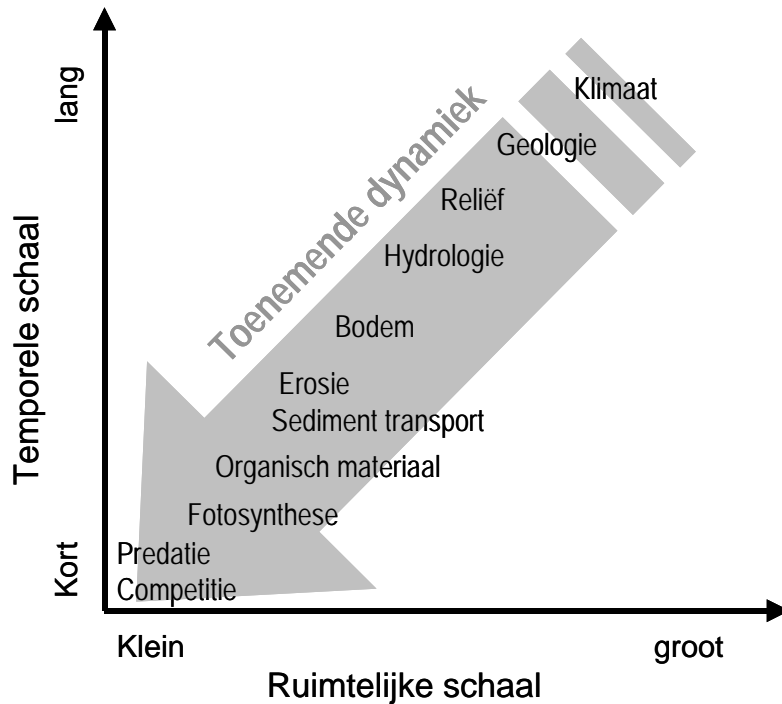
In de praktijk wordt voor het maken van gebiedsdekkende typologieën vrijwel steeds gebruik gemaakt van de 'top-down' benadering. Deze methode is echter enkel te verantwoorden indien een goed onderbouwde systeemkennis aanwezig is (Klijn, 1994). De a priori-indeling dient later zeker getoetst te worden op de relevantie voor het beschrijven en evalueren van levensgemeenschappen en het organiseren van maatregelenprogramma's. Een bijsturing van de indeling moet zeker mogelijk blijven (zie figuur 1).

In dit rapport zijn beide soorten typologieën vertegenwoordigd. Zo is voor de '**meren**' (buiten de BWK-classificatie) een 'a posteriori' typologie uitgewerkt, terwijl voor de **overgangswateren** een 'a priori' concept gehanteerd wordt. Bij de indeling van '**rivieren**' is een hybride toegepast. Dit hangt samen met de topologische relaties van de verschillende systemen: voor 'meren' is de karakteristiek meer plaatsgebonden ('elk meer is verschillend') dan voor waterlopen.

3.2 Hiërarchie van ecologische variabelen

Figuur 2 geeft de hiërarchische rangschikking weer van landschapscomponenten die de natuurlijke kenmerken van een watersysteem bepalen. Deze natuurlijke hiërarchie is een belangrijk uitgangspunt bij de opbouw van een typologie. Bovenaan staan de natuurlijke verschillen in klimaat en geologie gevolgd door reliëf en hydrologie. Hoe lager in de hiërarchie, hoe kleiner de schaal waarop de groep van kenmerken als 'homogeen' beschouwd kan worden en hoe sneller de kenmerken kunnen wijzigen. De dynamiek neemt toe naarmate men afdalt in de hiërarchie.

De hiërarchische benadering is grotendeels in de KRLW terug te vinden. Vooraleer over te gaan tot de typologie dienen enkele beschrijvende variabelen of descriptorren nader omschreven te worden.



Figuur 2 : Factoren die de stroom(gebieds)kenmerken bepalen en controleren hiërarchisch gerangschikt volgens hun schaalinvloed in ruimte en tijd

3.2.1 Geologie

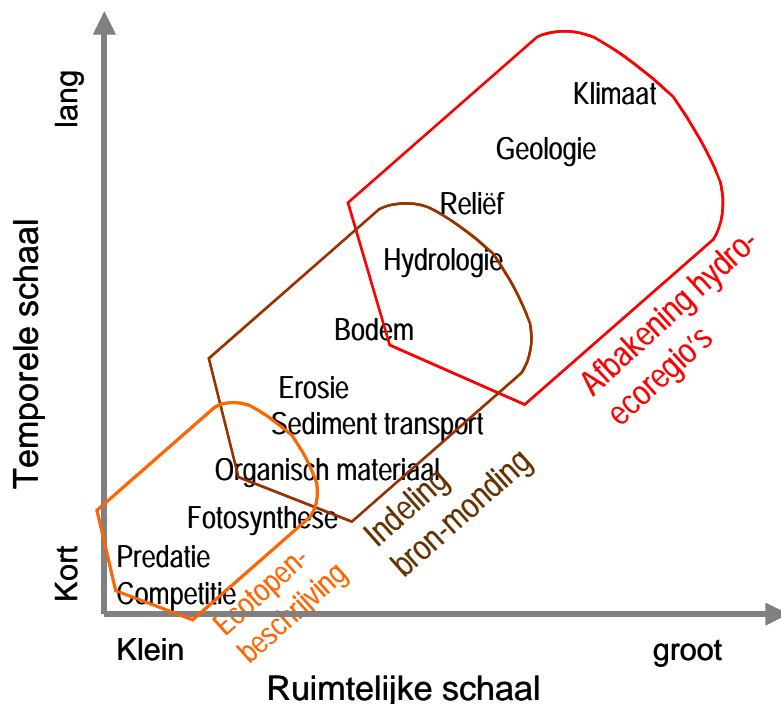
De interpretatie van de factor 'geologie' volgens de KRLW is terug te vinden in de REFCOND-guidance (second draft). De geologie van een waterlichaam slaat op het hele bekken. Als meer dan 50% van de oppervlakte van dat bekken kalkhoudend, kiezelhoudend of organisch is, dan behoort een waterlichaam tot één van deze drie klassen. De term kiezelhoudend is een vertaling van de Engelse term 'siliceous'. Dit is een geologisch geïnspireerde term die verwijst naar de samenstelling van het substraat van het oppervlaktewater. 'Siliceous' verwijst naar de overwegende samenstelling uit SiO_2 , namelijk zand, leem en het grootste deel van de kleifractie, of carbonaat-arm moedergesteente. In Vlaanderen betreft het 'klastische afzettingen' (ontstaan uit afbraak van ander gesteente); dit tegenover de 'niet-klastische afzettingen' (die uit oplossing zijn neergeslagen of organisch ontstaan zijn; viz. kalkhoudend en organisch). Het is aannemelijk dat het merendeel van Vlaanderen als kiezelhoudend beschouwd wordt.

3.2.2 Reliëf

Het reliëf wordt in de KRLW grotendeels opgenomen in de factor hoogte. Volgens de klassen aangegeven in systeem A van de KRLW is de factor 'hoogte' binnen Vlaanderen beperkt tot één klasse (<200m boven zeeniveau). De hoogste delen van de Voerstreek en omgeving liggen net iets hoger dan deze klasse, maar hiervoor werd geen apart type onderscheiden.

3.2.3 Hydro-ecoregio

Een eerste stap om de hiërarchische rangschikking om te zetten in een typologie voor een categorie van oppervlaktewaters, is het onderscheiden van hydro-ecoregio's (zie figuur 3). Deze wordt gevolgd door de longitudinale opdeling van bron naar monding. Op nog een kleinere schaal is er de verfijning naar ecotopen. De ecotopenindeling wordt in dit rapport niet verder uitgewerkt. Voor grotere rivieren zoals de Maas is dit wel reeds beschreven (Van Looy en De Blust, 1998).



Figuur 3: Stappen in de opbouw van een hiërarchische indeling in riviertypen.

Hydro-ecoregio's zijn grote landschapseenheden waarbinnen het klimaat en de geologische, geomorfologische en hydrologische karakteristieken als min of meer homogeen worden beschouwd (bewerkt naar Klijn, 1994). Temperatuur, neerslag, sediment, hoogteligging, grond- en oppervlaktewatereigenschappen zijn hierbij vaak belangrijke discriminerende factoren. Ook bij terrestrische systemen staat de variabele 'ecoregio' meestal het hoogst in de hiërarchie van variabelen bij het maken van ecologische indelingen (Sevenant et al., 2002). Er wordt in hoofdzaak een verband gezocht tussen grotere landschapseenheden/-structuren en de aanwezige vegetatie, met respect voor de natuurlijke hydrologische bekkengrenzen.

De hydro-ecoregio benadering is ook terug te vinden in de KRLW. Indien de lidstaten de vooropgestelde typologie van **systeem A** volgen, is de eerste stap in de hiërarchie de keuze van de ecoregio. De ecoregio-kaart voor rivieren en meren voorgesteld in de KRLW (Illies (1978)) is eerder een biogeografische kaart voor aquatische fauna, en is enkel gebaseerd op aquatische insecten (zie bijlage 3). Er werden slechts enkele kleine aanpassingen gemaakt op basis van hoogteligging. Deze kaart geeft geen beeld van de functionele verschillen in de huidige watersystemen en kan bijgevolg niet als een zinvolle 'ecoregio-kaart' beschouwd worden (Wasson et al., 2002).

Om deze reden kiezen de meeste lidstaten voor **systeem B**. De factoren 'lengtegraad' en 'breedtegraad' worden dan vaak gebruikt om lokale ecoregio-indelingen te gebruiken in plaats van die voorgesteld in systeem A. Ook de factor 'geologie' kan hierin opgenomen worden (REFCOND-guidance, second draft).

In Vlaanderen is de begrenzing van lokale ecoregio's en ecodistricten zeer recent herwerkt (Sevenant et al., 2002). Deze indeling is vooral opgemaakt vanuit het oogpunt van verschillen in terrestrische systemen binnen Vlaanderen. Het is de bedoeling dat een dergelijke indeling in de toekomst sturend kan zijn voor het gebiedsgericht natuurbeleid. Zowel bij het beschrijven van natuurtypen (of natuurlijke referentiekaders), en het berekenen van impact-gevolg-relaties, als bij het ontwikkelen van maatregelenprogramma's en

natuurontwikkelingsprogramma's wordt rekening gehouden met de natuurlijke verschillen tussen ecoregio's en ecodistricten.

De recente indeling in ecoregio's is gebruikt om de indeling in **hydro-ecoregio's** voor stromende oppervlaktewateren voor Vlaanderen uit te werken. De indeling steunt op een groepering van ecodistricten in grotere hydro-ecoregio's die rekening houden met de begrenzing van bekken en de riviercontinuïteit (zie bijlage 4, kaart B). Waterlopen doorkruisen immers vaak verschillende kleinere ecodistricten, en verschillende invloeden die samen de stroomafwaartse kenmerken van de rivier bepalen moeten worden geïntegreerd op een hoger schaalniveau. Hierdoor is een fijnere indeling vaak niet meer relevant voor stromende wateren. De ruimtelijke verfijning in (sub)regio's is enkel zinvol indien er een duidelijke samenhang is met verschillen voor biotische elementen.

Bij het groeperen van de ecodistricten tot hydro-ecoregio's bleven de oorspronkelijke grenzen tussen de ecoregio's gerespecteerd. Het gebruik van gelijkaardige grenzen zorgt voor een betere samenhang tussen de maatregelenprogramma's die opgemaakt zullen worden vanuit het water- en natuurbeleid, en de waterbekkenbeheersplannen die moeten opgemaakt worden in functie van de KRLW.

De Schelde- en IJzerpolders (binnen de ecoregio van de Polders tot net stroomopwaarts van Antwerpen) werden als een afzonderlijke hydro-ecoregio onderscheiden. Deze regio bezit een erg kunstmatig hydrologisch netwerk grotendeels van antropogene oorsprong. De rivieren in dit netwerk hebben vrijwel geen verval en een volstrekt onnatuurlijk stromingsregime. Het stromingskarakter en de stromingsrichting worden immers grotendeels door de mens bepaald. Om deze redenen zijn beschrijvende factoren als stromingsrichting, orde, verval en breedte onmogelijk op een betrouwbare manier voor te stellen. Zeeklei is in deze regio het dominante, maar niet exclusieve, substraat. Op verschillende plaatsen is er bovendien een zekere brakwaterinvloed aanwezig, hetzij door uitspoeling van zout uit het substraat, dan wel vanwege infiltratie. Deze zoutkarakteristiek is echter dynamisch in de tijd (zowel op jaarbasis, als over langere perioden). Al deze karakteristieken zorgen voor een specifieke soortensamenstelling en voor een specifieke aanpak betreffende herstel- en maatregelenprogramma's. De zgn. kreken en oude geulen hebben een half-natuurlijk karakter en worden deels ingeschakeld in hetzelfde netwerk van waterlopen.

Ook de Kempen werden als afzonderlijke hydro-ecoregio onderscheiden. Zowel vanuit aquatische als terrestrische flora- en fauna-gegevens blijkt dat in de Kempen zeer specifieke soorten en vegetatietypen voorkomen (Van Landuyt et al. (2000), Triest et al. (2001), Sevenant et al. (2002)). Dit hangt vooral samen met het voorkomen van specifieke watertypen, dit vooral in termen van bufferend vermogen, zuurgraad en nutriëntentoestand. Voedselarme zandgronden met zure eigenschappen op de hogere delen van het landschap, wisselen in grote lijnen af met voedselrijkere alluviale gronden in de stroomafwaarts gelegen beekdalen. Zowel in stilstaande als stromende wateren zorgt dit voor een breed gamma aan levensgemeenschappen. Ook de historiek van het landgebruik en hydrologische ingrepen dragen bij tot deze verscheidenheid, wat maakt dat normenstelsels, maatregelenprogramma's, de aanduiding van kwetsbare gebieden, enz. eveneens om een specifieke aanpak vragen voor de Kempen.

De hydro-ecoregio van de zand-zandleem-leemstreek is vooral gekenmerkt door zeer produktieve, voedselrijke en goed gebufferde watersystemen. In de bovenlopen komen op de steilste hellingen nog echte bronbeken voor vaak met een zeer specifieke soortensamenstelling. Op basis van de actuele biotische kennis is het moeilijk om de 'natuurlijke' verscheidenheid aan levensgemeenschappen van deze regio te achterhalen. Deze kennis laat momenteel niet toe om deze regio verder op te splitsen. Voor de stilstaande wateren is het evenwel duidelijk dat de wateren van bepaalde heiderelicten in de zandstreek, ondermeer de zgn. Velden (Vloethemveld, Bulskampveld, ...), ecologisch

aansluiten bij watertypen die verder enkel in de Kempen worden aangetroffen. Deze kleinere gebieden worden dan ook afgescheiden en samengenomen met de Kempen.

De begrenzing van de hydro-ecoregio's kan dienen als overlegplatform tussen de verschillende lidstaten. Lidstaten die dezelfde "(hydro)-ecoregio" delen worden aangemoedigd om de typologie op dat niveau te harmoniseren en dit ten laatste tegen het voorjaar van 2003 (REFCOND-guidance, second draft). Zo zou de hydro-ecoregio 'de polders' van Frankrijk tot Nederland als een grensoverschrijdende hydro-ecoregio kunnen beschouwd worden, waarbinnen een aantal keuzes worden gemaakt, zoals de afbakening van sterk gewijzigde waterlichamen, afbakening kwetsbare gebieden, opzetten van normenstelsels, maatregelenprogramma's,... De hydro-ecoregio benadering kan ook de interkalibratie-oefening tussen de lidstaten optimaliseren. Zo zouden Nederland en België voor de Kempen gezamenlijk andere eisen in soortensamenstelling kunnen stellen dan in de ecoregio van de Polders of de (zand)leemstreek. Het grensoverschrijdende overleg kan ook tot een bijsturing van de (hydro)-ecoregio afbakening aanleiding geven. Zo zou er b.v. na overleg met Nederland kunnen geopteerd worden om de krijtstreek als aparte regio af te splitsen.

3.2.4 Longitudinale indeling van rivieren

Naast de regionale verschillen vastgelegd in de hydro-ecoregio's speelt het natuurlijk verloop van bron naar monding in een rivier een belangrijke rol in het bepalen van verschillen in levensgemeenschappen. Vaak worden hierbij 3 zones omschreven: boven-, midden- en benedenloop (Verdonschot, 2000). Het verloop hangt samen met veranderingen in verval en substraatkorrelgrootte verdeling. Breedte, diepte en debiet nemen toe, de stroomsnelheid stijgt en de natuurlijke overstromingszones verschijnen meestal pas langsheen de benedenloop (zie figuur A in bijlage 5). Tegelijk heeft er een verschuiving van erosie- en sedimentatie-processen plaats. In de meest stroomopwaartse trajecten overheerst erosie. Hierbij wordt materiaal van de oever en de bedding zelf stroomafwaarts getransporteerd. In de middenloop is er een evenwicht tussen erosie en sedimentatie, terwijl in de benedenloop een natuurlijke ophoging door sedimentatie plaatsvindt (zie figuur B in bijlage 5).

Tegelijk hiermee heeft er een verschuiving plaats in levensgemeenschappen. De meest gekende beschrijving voor zonatie in levensgemeenschappen is het **rivier-continuüm-concept** van Vannote (1980). Dit is een theoretisch longitudinaal model dat de wijze van voeding van organismen in een riviersysteem koppelt aan de habitateigenschappen. Het model stelt dat riviersystemen een longitudinale structuur hebben die wordt gevormd door een gradiënt van fysische processen. Die fysische processen bepalen het relatief belang van de drie primaire energiebronnen in een rivier van bron tot monding: input van organisch materiaal van oevervegetaties, primaire productie in de rivier zelf en transport stroomafwaarts van bovenstrooms organisch materiaal. Naargelang één van deze energiebronnen van bron naar monding relatief belangrijker wordt dan de andere, treden er andere levensgemeenschappen op in dynamisch evenwicht met de abiotische omgeving.

Het 'river continuum'-concept wordt volgens de volgende redenering onderbouwd. De smalle bovenlopen worden in dit concept verondersteld sterk beschaduwde en vaak begrensd door bos te zijn. Hierdoor komt er veel bladmateriaal en dood hout in de beek terecht. Allochtoon materiaal overheerst en er ontstaat een heterotroof systeem, waarbij productie door fotosynthese kleiner is dan respiratie of afbraak van organisch materiaal. De watertemperatuur is laag en constant. Er worden vooral insectivore vissoorten aangetroffen en de invertebraten zijn voornamelijk knippers en verzamelaars. Meer stroomafwaarts is de rivier breder en wordt een middenloop. Het wateroppervlak is niet meer volledig beschaduwde en zonlicht zorgt voor de nodige fotosynthese. De primaire productie stijgt en wordt groter dan de respiratie. De waterloop herbergt een rijkere waterplantenvegetatie. Het invallende zonlicht zorgt voor grotere temperatuurfuctuaties. De invertebraten verschuiven naar een co-dominantie van verzamelaars en grazers, de vissen zijn hoofdzakelijk piscivoren en

invertivoren. De diversiteit aan levensgemeenschappen is kenmerkend zeer hoog. Vaak is door antropogene ingrepen belichting en productiviteit sterk toegenomen waardoor de karakteristieken van de 'middenloop' vaak tot dicht tegen de oorsprong terug te vinden zijn. In het meest stroomafwaartse deel (de benedenloop) is er een grote aanvoer van fijn organisch materiaal dat voornamelijk van stroomopwaarts komt. Het water is troebel en er staan vrijwel geen waterplanten meer. Het aandeel algen neemt toe. De temperatuur is, gezien de grote watermassa, opnieuw constanter. De vissen schakelen meer over op plankton en bij de invertebraten neemt het aandeel slakken en schaaldieren toe.

Als fysische maat voor de overgang van boven- naar benedenloop gebruikte Vannote naast breedte de **Strahler-orde** (Petts and Calow, 1996). De achterliggende gedachte is dat een plotse toename in breedte of diepte vooral plaatsvindt na de samenvloeiing van enkele grotere waterlopen (zie figuur E in bijlage 5). Ook de bijhorende levensgemeenschappen zouden vooral na een verandering in orde van samenstelling veranderen. De rivierorde, zoals gedefinieerd door Strahler, correleert sterk met de stroomgebiedoppervlakte, het verval en de breedte van de rivier, en kan aldus dienen als schatter van een groot deel van de fysische eigenschappen van een rivier.

Ook Huet (1949) stelde voor Wallonië een classificatiesysteem voor vissen op, waarbij de verschuiving in soortensamenstelling sterk samenhangt met het verloop in breedte en verval (zie figuur D in bijlage 5). In deze indeling wordt gewerkt met een forel-, vlagzalm-, barbeel- en brasemzone. De forelzone bevindt zich enkel in de meest steile stukken. Meer stroomafwaarts en in minder steile bovenlopen komt de vlagzalmzone gevolgd door de barbeelzone. In de meeste benedenlopen en in heel wat bovenlopen met slechts een klein verval komt de brasemzone voor.

Als maat voor grootte wordt in systeem A van de KRLW de oppervlakte van het stroomgebied genomen. In systeem B kan dit vervangen worden door de afstand tot de bron of tot breedte- en diepte-gegevens. Vermits de (natuurlijke) breedte/diepte gegevens meestal niet gebiedsdekkend voorhanden zijn wordt Strahler-orde vaak als alternatief gebruikt.

In systeem A wordt er voor bekkengrootte een ondergrens ingesteld om het geheel van types en het aantal te monitoren wateren beheersbaar te maken. De ecologische doelstellingen van de KRLW beslaan echter alle wateren, ongeacht de fysische afmetingen van het betrokken water. Bijgevolg zullen de lidstaten ondanks deze ondergrens ook de kleinere wateren moeten indelen. Dit wil zeggen dat er voor alle wateren ecologische doelstellingen moeten opgesteld worden en dat alle wateren met een oppervlakte onder de ondergrens ook in aanmerking komen om betiteld te worden als 'oppervlaktewaterlichaam'. In verdere stappen van de invulling van de KRLW moet daarmee rekening gehouden worden.

3.2.5 Afmetingen bij meren

Bij meren wordt 'grootte' en 'diepte' vaak opgenomen in een classificatiesysteem. Beide staan in relatie met een aantal fundamentele karakteristieken van het waterlichaam (thermisch klimaat, retentietijd, mengkarakteristieken, turbulentie,...) die zowel voor stofhuishouding als biotiek van belang zijn. Mede door de interactie van deze karakteristieken is de weerspiegeling van 'grootte' en 'diepte', afzonderlijk, in de samenstelling van de levensgemeenschappen echter niet altijd even evident. Wat 'grootte' betreft is er zeker geen ecologische verantwoording om het onderscheid te maken zoals voorgesteld in systeem A van de KRLW. Zeker de minimumgrens van 0,5 km² is moeilijk te handhaven. Heel wat typen zijn uitsluitend vertegenwoordigd door kleinere wateren. Een onderscheid tussen 'grote' en 'kleine' wateren zou eventueel nog eerder bij 2,5 ha gemaakt kunnen worden, een waarde die te vergelijken is met de grens van 2 ha tussen 'ponds' en 'lakes' in de Britse optiek (Moss, 1996).

Wat diepte betreft is de grens van 3 meter als indelingscriterium eveneens weinig relevant voor Vlaanderen, hoewel ze wel een zeer ruw idee kan geven over het relatieve aandeel van de oppervlakte dat door submerse begroeiing kan worden ingenomen. Een meer voor de hand liggende indeling zou rekening kunnen houden met de aan-/afwezigheid van een 'spronglaag' gedurende een langere periode van het jaar (verschil in temperatuur, densiteit en watersamenstelling tussen de bovenlaag van het water en de diepere waterlaag door seizoengebonden onvolledige menging, te wijten aan stratificatie onder invloed van opwarming). Dit is sterk afhankelijk van de omgeving en morfologie, maar in minder beschutte systemen bij ons klimaat eerder bij een diepte van 5-6 m te verwachten. Dergelijke diepe wateren verschillen in Vlaanderen niet enkel door hun mengkarakteristiek van ondiepere plassen, maar hebben tevens hydrochemisch gewoonlijk een afwijkend karakter vanwege contact met het diepere grondwater.

3.3 Typologie-opdracht in Vlaanderen

Specifiek voor Vlaanderen is het belangrijkste doel van deze opdracht de indeling in categorieën en toewijzing aan typen van de verschillende oppervlaktewateren die binnen het Vlaamse gewest gelegen zijn. De typologie dient in de toekomst voor het ontwerpen van monitorings- en evaluatiesystemen en voor het omschrijven van beheers- en beleidsrichtlijnen binnen de nog op te stellen bekkenbeheersplannen voor Vlaanderen (i.e. een bijkomende eis van de KRLW). Naast de behoefte aan standaardisering van de in Vlaanderen gebruikte ecologische typologieën voor oppervlaktewateren, is de strikte tijdsregeling van de KRLW voor het opzetten van meetnetten en meetmethoden een bijkomende motivatie.

Ook is het van belang dat de variabelen gebiedsdekkend voor Vlaanderen kunnen worden voorgesteld binnen een GIS-systeem. Combinatie van de sturende variabelen op een bepaalde locatie levert dan een type op, dat ook digitaal kan voorgesteld worden. Voor zover mogelijk werden voor de drie categorieën digitale bestanden opgemaakt binnen het Arcview3.2 GIS-pakket.

De typologieën opgemaakt in het kader van deze studie vertrekken uitsluitend van de onderzoeksresultaten van verscheidene lopende projecten rond rivieren, meren, kustwateren en overgangswateren in Vlaanderen.

Het is duidelijk dat de typologie-voorstellen in dit rapport slechts als een ontwerpversie kunnen beschouwd worden; een 'huidige stand van zaken'. Voor elk type zal in een volgende fase 'de natuurlijke ecologische toestand van het watersysteem' beschreven moeten worden (zie figuur 1). En in die fase moet een bijsturing van de typologie mogelijk blijven. Op die manier vullen de 'a priori' en 'a posteriori' benaderingen elkaar aan (zie paragraaf 3.1). Het is uiteindelijk de bedoeling dat de typering dadelijk de voor dat systeem passende referentie aangeeft. De gedetailleerde beschrijving van deze referentiekaders kan zo dienen als blauwdruk bij ecologische herinrichting in de toekomst, en bij het sturen van de ecologische toestand (Verdonschot, 2000).

Voor vele watersystemen in Vlaanderen ontbreekt het aan betrouwbare informatie over de natuurlijke toestand. Het is evenmin zeker dat deze ooit verkregen kan worden, niet in het minst gezien de lange geschiedenis van het Vlaamse cultuurlandschap. Andere watersystemen zijn dan weer kunstmatig, zodat een natuurlijke referentie niet bestaat; voorbeelden hiervan zijn de wingaten, maar ook de poldersloten en kanalen. Deze discussie zal later ter sprake moeten komen bij de toewijzing van '**sterk gewijzigde waterlichamen**' en bij het vastleggen van de grens voor '**goede ecologische kwaliteit**'.

4 Indeling in categorieën

De afbakening van de categorieën rivieren en overgangswateren vertrekt van het basisbestand Vlaamse Hydrografische Atlas (VHA, versie 13/06/2000). De VHA omvat alle geklasseerde waterlopen in Vlaanderen, voor zover deze reeds gedigitaliseerd werden binnen het VHA-project (Aminal Afdeling Water, Vlaams Brabant). Voor de 'meren' is geen basisbestand beschikbaar voor heel Vlaanderen. De hoop bestaat dat in de nabije toekomst een uitbreiding van de VHA in deze zin gerealiseerd wordt met de voorziene uitwerking van het OppervlakteWaterInformatieSysteem (OWIS). Voor deze categorie werd een voorlopige oplossing gezocht.

4.1 Meren

Definitie KRLW:

meer: een massa stilstaand landoppervlaktewater

Tot de 'meren' (*sensu* KRLW) behoren de al of niet permanente poelen, vennen, vijvers en min of meer kunstmatige plassen zoals grindplassen en wingaten, afgesneden meanders, wielen, zgn. 'kreken',... Al deze stilstaande wateren worden gevoed door hemelwater en, eventueel, grondwater. Ook plassen die rechtstreeks gevoed worden door één of meerdere waterlopen of een gedeelte van het jaar deel uitmaken van een riviersysteem, evenals de brakke, stilstaande wateren die onder invloed staan van min of meer zoute (grond)waterstromingen, worden tot de 'meren' gerekend *indien de optredende stroming geen duidelijke fysische stuurvariabele voor de levensgemeenschappen vormt*. De term 'meer' wordt hier verder gehanteerd zonder de gebruikelijke implicaties aangaande dimensies.

Bij de opname van de Biologische Waarderingskaart (BWK) voor Vlaanderen (IN) werden de meren gekarteerd onder de code A of meer algemeen A*. Uit dit gebiedsdekkend digitaal kaartenbestand kan de ligging van deze meren opgevraagd worden. Er moet wel mee rekening gehouden worden dat de digitale kartering geen informatie bevat over diepte, substraat,... Ook werden in BWK I onder de code A zogenaamde 'plassencomplexen' opgenomen, die niet zondermeer als stilstaand water geïnterpreteerd mogen worden (natte heideterreinen zonder oppervlaktewater, bijvoorbeeld). Tevens blijven vele wateren 'verscholen' in andere eenheden (bv. kasteelparken). Dit belemmert de berekening van juiste dimensies. In BWK II is het gebruik van dergelijke complexen echter sterk terug geschroefd, met een meer nauwkeurige weergave tot gevolg. Deze kartering is echter nog niet voltooid. De bestanden zijn opgebouwd met de meest recente BWK die beschikbaar was.

Indien de KRLW-definitie wordt toegepast op Vlaanderen, ziet men dat het totale aantal 'meren' of hun locatie in Vlaanderen op dit moment nog niet bekend is. Binnen de tijdsperiode van dit project was het niet mogelijk om een volledig overzicht te geven van alle meren in Vlaanderen. Er is zelfs maar een klein aantal bemonsterd en ingedeeld in typen. Deze deelset, opgemeten binnen het project VLINA97/02 (Denys et al., 2000) en enkel permanente wateren met een geringe saliniteit omvattend, werd gebruikt als basis voor de hier voorgestelde typologie van de meren. Het is aannemelijk dat het aantal typen nog zal toenemen indien meer informatie beschikbaar wordt in de toekomst; met name voor de tijdelijke en de brakkere wateren is verder onderzoek noodzakelijk. Enkel van de reeds geïnventariseerde set is een exacte locatie en een vormgeving gekend en digitaal beschikbaar.

Vermits vele meren in contact staan met de grondwatertafel, kan een grondige kartering van kwelgebieden en aquifers in de toekomst bijdragen tot een fijnere afbakening en lokalisatie van de verschillende typen meren. Voor de digitale voorstelling van

grondwaterkwaliteit/kwantiteit voor gans Vlaanderen ontbreekt het echter nog aan een coherent meetnet. In dit kader verwijzen we naar het proefschrift 'Aanzet tot een grondwatertypologie in Vlaanderen' (Penninckx, 2001).

4.2 Overgangswateren

Definities KRLW:

Overgangswater: een oppervlaktewaterlichaam in de nabijheid van een riviermonding dat gedeeltelijk zout is door de nabijheid van kustwateren, maar dat in belangrijke mate door zoetwaterstromen beïnvloed wordt.

Voor de afbakening van overgangswateren werden richtlijnen van de COAST-guidance zoveel mogelijk in acht genomen:

Minimale oppervlakte van overgangswateren: in overeenstemming met de C.I.S 'Horizontal guidance on "Water bodies"' wordt deze op 0,5 km² gehouden.

De stroomafwaartse begrenzing van overgangswateren: hiervoor worden drie methoden voorgesteld, lidstaten moeten de methode hanteren die in de gegeven omstandigheden ecologisch het meest relevant is.

- i. Grenzen die reeds afgebakend werden ten behoeve van andere Europese en nationale wetgeving
- ii. De saliniteitsgradiënt: Een isohaliene kromme waar de saliniteit substantieel lager is dan die van het voorliggende kustwater (5-10%, naargelang de ecologische relevantie).
- iii. Waar het saliniteitscriterium dicht bij een aanwezige physiographische grens ligt (landtongen, eilanden, engtes..) mag deze als grens gebruikt worden,

De stroomopwaartse begrenzing van overgangswateren: hier wordt voorgesteld om of de zout-zoet overgang te hanteren (0.5‰ grens volgens het Venice-systeem), of de getijdengrens afhankelijk van wat in de gegeven omstandigheden de meest geschikte methode is.

Ongeacht de gebruikte methode moet de begrenzing van de overgangswateren coherent zijn met die van de aangrenzende stromende wateren en kustwateren, zodat er geen secties van het watersysteem overblijven die niet aan een categorie zijn toegekend.

In Vlaanderen werd geopteerd om de saliniteitsgradiënt te gebruiken als zeewaartse begrenzing en de getijdengrens als beschrijvende factor om de landwaartse overgang van de overgangswateren naar de rivieren aan te geven. Op basis van bovenstaande definities kunnen 2 oppervlaktewateren worden aangeduid als overgangswater:

- o De Zeeschelde en de zijrivieren Durme, Rupel, Dijle, Zenne, Grote Nete en Kleine Nete. De Zeeschelde is het deel van het Schelde-estuarium op Vlaams grondgebied. De saliniteit varieert in dit gedeelte van mesohalien tot zoet; de gemiddelde getijamplitude van 0 tot 6 m.
- o Het IJzerestuarium, volledig op Vlaams grondgebied. Het estuarium gedeelte is volledig polyhalien en heeft een gemiddelde getijamplitude van ongeveer vier meter.

De stroomafwaartse begrenzing van het Schelde-estuarium ligt op Nederlands grondgebied en valt dus buiten de bevoegdheid van deze studie. Voor de zeewaartse begrenzing van de IJzermonding werd de 90% isohalien-lijn genomen (bron: zeekaarten IN).

Van nature is er een zeer geleidelijke overgang van de 'overgangswateren' naar 'rivieren' binnen hetzelfde riviersysteem. Om pragmatische redenen moet echter een herkenbaar punt gekozen worden als grens. Voor de IJzer en de Schelde ligt de landwaartse grens aan de Ganzepoot (samen met het recent bijgewonnen intertidaal gebied ter hoogte van de natuurontwikkeling van Lombardsijde) respectievelijk aan de sluizen van Merelbeke en Gentbrugge. Voor de Kleine Nete en de Durme stemt de getijdengrens overeen met de stuw ter hoogte van de Watermolen van Grobbendonk, respectievelijk de stuw ter hoogte van Lokeren. Zulke sluizen fungeren in de praktijk als zware dempingsfactor voor het getij op onze rivieren (Petts & Calow, 1996), en er mag van uitgegaan worden dat de getijdenwerking stroomopwaarts van deze sluizen wegvalt.

Voor de getijdengrens voor de zijrivieren van de Schelde waar geen sluis of andere fysieke barrière aanwezig was, werd per zijrivier apart een pragmatische oplossing gezocht. Bij AWZ, afdeling Maritieme Toegang (ir. E. Taverniers) werden de lokaties opgevraagd van de meest stroomopwaarts gelegen tijposten waar nog net getij gemeten wordt. De landwaartse grens stemt overeen met een artefact in de buurt van deze tijposten. Voor de Zenne is de splitsing tussen de Zenne en het afleidingskanaal van de Zenne als landwaartse grens geselecteerd, voor de Grote Nete is dit de Netebrug ter hoogte van het waterzuiveringsstation van Itegem, en voor de Dijle de eerste Dijlebrug ter hoogte van Haacht.

4.3 Kustwateren

Definitie KRLW:

Kustwateren: de oppervlaktewateren, gelegen aan de landzijde van een lijn waarvan elk punt zich op een afstand bevindt van één zeemijl zeewaarts van het dichtstbijzijnde punt van de basislijn vanwaar de breedte van de territoriale wateren wordt gemeten, zo nodig uitgebreid tot de buitengrens van een overgangswater.

Afbakening van kustwateren gebeurt voor de KRLW op basis van de volgende regels (COAST-guidance):

Minimale oppervlakte van een kustwater: 0,5 km² (cfr. Horizontal guidance on "water bodies")

Deze grens is geen absolute waarde, maar kan door de lidstaat aangepast worden als er kustwateren zijn die kleiner zijn en speciale bescherming nodig hebben.

Zeewaartse grens: alle water landwaarts van de lijn gevormd door alle punten die één zeemijl verwijderd zijn van de basislijn vanwaar de breedte van de territoriale wateren wordt gemeten.

Landwaartse grens: waar overgangswateren voorkomen loopt de grens samen met de benedengrens van die overgangswateren, waar geen overgangswateren voorkomen wordt de landwaartse grens gevormd door de fysieke grens die de invloed van het kustwater stopt. Dit houdt in dat de volledige intergetijdenzone deel uitmaakt van het kustwater.

De kustwateren voor de Vlaamse kust vallen zeewaarts van de 0 m-lijn onder federale bevoegdheid. Het deel tussen de springvloedlijn en de 0 m-lijn valt onder Vlaamse jurisdictie. Deze opsplitsing is echter ecologisch gezien niet relevant daarom wordt de typologie van de kustwateren, met inbegrip van de intergetijdenzone wordt behandeld door het KBIN (contactpersoon M. Kyramarios).

Het Zwin is echter in te delen als een kustwater dat volledig boven de 0 m-lijn ligt. Bovendien is het een Vlaams Natuurreservaat. Daarom wordt het wel in deze typologie opgenomen.

Het Zwin is een zeearm of zeegat, ontstaan na een duindoorbraak en nadien sterk verland en ingepolderd. Het staat in rechtstreekse verbinding met de Vlaamse kust en wordt gedomineerd door polyhalien tot euhalien zeewater, het wordt niet door een zoetwaterstroom beïnvloed. Het tijgat in de duinen laat via een getijdegeul het achter de duinen gelegen intertidaal slik en schor overstromen met kustwater. De 'zeewaartse grens' van het Zwin komt overeen met het tijgat (eng. 'tidal inlet') in de duinenrij aan de kustzijde. De 'landwaartse grens' wordt per definitie gevormd door de hoog hoogwaterlijn, wat in wezen overeenkomt met de grenzen van het natuurreserveaat 'Het Zwin'.

Het verschil met een 'coastal lagoon' is dat het kustwatergebied zich bij het Zwin achter de duinen bevindt met intertidale, subtidale en supratidale delen (slik, schor, kreken en duinen), daar waar een 'coastal lagoon' (lagune) een haast volledig permanent subtidaal oppervlak heeft (pers. Mededeling C. Baeteman, KBIN).

4.4 Rivieren

Definitie KRLW:

rivier: een binnenwaterlichaam dat grotendeels bovengronds stroomt, maar dat voor een deel van zijn traject ondergronds kan stromen.

Elke rivier staat in voor het stroomafwaarts en lateraal verspreiden van planten en dieren door het landschap, en wordt in grote mate gekenmerkt door zijn hydrografie (beddingstructuur, meandering, Strahlerorde,...), hydrologie en hydraulica (chemische en fysische waterkenmerken) (Petts and Calow, 1996). De rivieren zijn bijkomend gekarakteriseerd door hun hydrografische bekkens, die van elkaar gescheiden zijn door de hoogst gelegen grenzen van de stroomgebieden, de zogenaamde waterscheidingslijnen.

In Vlaanderen komt de afbakening van de categorie 'rivieren' overeen met alle in de Vlaams Hydrografische Atlas (VHA) opgenomen lijnvormige waterelementen die geen overgangswater zijn. De 'rivieren' (sensu KRLW) komen overeen met: rivieren, beken, kreken, wateringen, polderwaterlopen en een aantal kanalen. Zij worden stroomopwaarts begrensd door hun bron, of indien deze buiten het grondgebied van Vlaanderen gelegen is, bij het binnenstromen van de waterloop aan de grens met het Vlaamse gewest. Stroomafwaarts stopt een rivier bij zijn monding. Als een deel van de waterloop is aangeduid als overgangswater, stopt het 'stromend water' gedeelte aan de grens met het overgangswater (zie daar voor afbakening).

De grenzen van de hydrografische bekkens zijn opgenomen in de VHA-zones. Zij geven ruw aan waar de waterscheidingslijnen zich bevinden. Deze grenzen kunnen gebruikt worden om rivieren van bron naar monding verder onder te verdelen en om waterlichamen af te bakenen.

populatie van meren binnen Vlaanderen (vgl. in dit opzicht met de situatie in Zweden, REFCOND-guidance, first draft).

De meren in Vlaanderen uit de klasse '>50 ha' zijn sterk gewijzigd of kunstmatig (zie definities in bijlage 7) en zijn alle minder gevoelige en meer uniforme systemen voor wat de optredende levensgemeenschappen betreft. De havendokken niet meegerekend, omvat deze klasse slechts 18 wateren voor heel Vlaanderen. Voor de uitbouw van een ecologisch meetnet en van een ecologisch beoordelingssysteem op basis van biota zijn de watersystemen met hoge natuurwaarden evenzeer belangrijk. Deze meren vallen echter buiten de typering volgens systeem A.

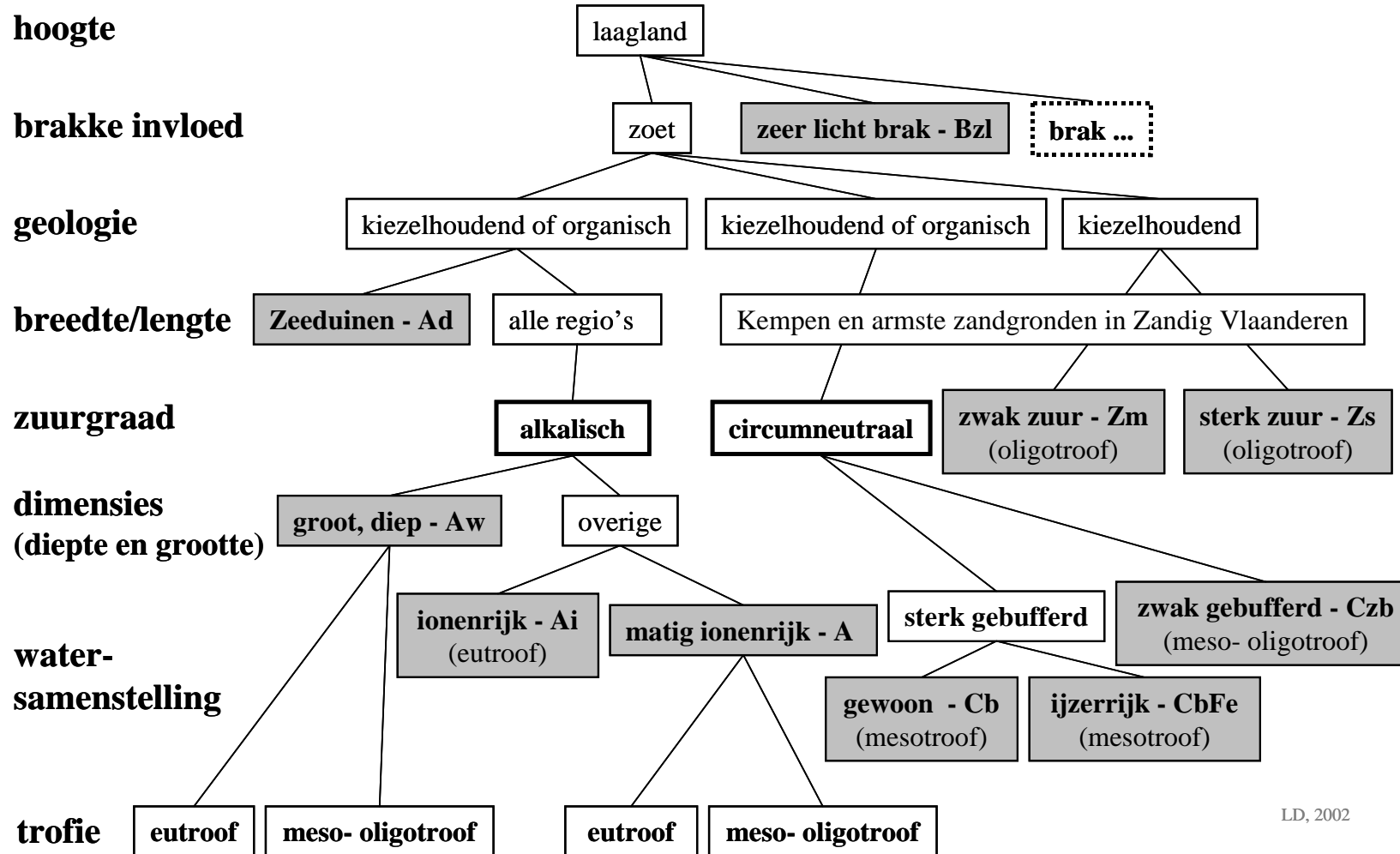
Wat de term 'kiezelhoudend' betreft (zie verklaring hoger) is hier, overeenkomstig de richtlijnen, voor een strikt bodemkundige benadering gekozen. De bufferingsgraad van het water is hierbij dus niet betrokken. De bepaling dat meer dan 50% van het bekken van het waterlichaam tot de klasse (kiezelhoudend) moet behoren (zie boven) blijft ook hier gelden. Enkel voor kleinere wateren (<0,5 ha) stelt zich het probleem om wateren met meer dan 50 % organische bodems (b.v. op veenbodems in valleigebieden) in hun 'catchment' te onderscheiden van de overige meren. Dit vooral omdat een correcte begrenzing van het waterleverend gebied van een meer bij een vlakke topografie veelal niet gegeven kan worden zonder specifiek hydrologisch onderzoek. De factor diepte is weliswaar van belang, maar slechts één plas (Blokkeerdijk) valt in de klasse '<3 m'. Deze opdeling is ecologisch minder zinvol. Zoals vermeld is de dieptegerelateerde aanwezigheid van een 'spronglaag' hier meer gepast.

De descriptor en klassengrenzen volgens systeem A zijn, al bij al, weinig geschikt om tot een indeling van de meren in Vlaanderen te komen die recht doet aan de optredende verschillen in ecologische karakteristieken.

5.1.2 Typologie systeem B

Tabel 2: Descriptoren voor de typologie van meren volgens systeem B

Alternatieve karakterisering	Fysische en chemische factoren die bepalend zijn voor de kenmerken van het meer en dientengevolge voor structuur en samenstelling van de biologische populatie	Rechtstreeks gerelateerde variabelen zoals gebruikt in de typologie volgens systeem B voor Vlaanderen
Verplichte factoren	Hoogte	Ligging (X,Y)
	Breedtegraad	Ligging (X,Y); Duin (%)
	Lengtegraad	Ligging (X,Y); Duin (%)
	Diepte	Maximale waterdiepte (m)
	Geologie	Ligging (X,Y)
	Grootte	Grootte (m ²)
Facultatieve factoren	Waterdiepte	Maximale waterdiepte (Zmax) (m)
	Achtergrondtoestand van de nutriënten	Silicaat (mg/l) Totaal fosfaat (mg/l) Zuurstofproductiepotentieel (ZPP)
	Gemiddelde samenstelling van het substraat	Zandbodems (%)
	Zuurneutraliserend vermogen	Opgeloste anorganische koolstof (DIC) (mg/l)
	Vorm van het meer Verblijftijd Gemiddelde luchttemperatuur Bereik van de luchttemperatuur Mengkarakteristieken Fluctuatie van het waterniveau	(cf. diepte)
	Overige	Zuurgraad (pH) Aandeel van oever met opslag (%) Natte bodems (%), heide (%) Zuurstofverzadiging Chemisch zuurstofverbruik (COD) Natrium (mg/l), Aluminium (mg/l), IJzer (mg/l),



LD, 2002

Figuur 5: Typologieconcept voor de 'meren' (permanent, stilstaand) met het niveau waarop elk van de 10 hoofdtypen onderscheiden wordt.

Tabel 3: Belangrijkste differentiërende karakteristieken per meertype

Hoofdgroep	Meertype	Code	Doorgerekende variabelen (richtwaarden; medianen)	Hulpkarakteristieken	Situering binnen ecoregio
Alkalische wateren		A	pH > 7,5		
	Alkalische duinwateren	Ad	150 mg/l > Na > 100 mg/l, belangrijk deel duinzand		Duinen
	Ionenrijke, alkalische wateren	Ai	DIC > 27 mg/l, niet op zand/zand-leem		Polders en alluvia
	Matig ionenrijke, alkalische wateren	A	DIC < 27 mg/l		overal
	Grote, diepe, alkalische wateren	Aw	Z _{max} (>3) >6 m, > 7 ha		overal
Circumneutrale wateren		C	7,5 > pH > 6,5, geen klei		
	Circumneutrale, ijzerrijke wateren	CbFe	Fe > 1,5 mg/l, O ₂ < 75 %		Kempen
	Circumneutrale, zwak gebufferde wateren	Czb	DIC < 3,3 mg/l		Vooral Kempen
	Circumneutrale, sterk gebufferde wateren	Cb	DIC > 3,3 mg/l		Vooral Kempen
Zure wateren		Z	6,0 > pH, enkel zand/zand-leem		
	Sterk zure wateren	Zs	4,7 > pH, COD < 20 mg/l, meestal belangrijk deel in heide	A440nm < 0,1	Kempen
	Matig zure wateren	Zm	pH > 4,7, COD > 20 mg/l	A440nm > 0,1	Kempen
Brakke wateren p.p. (B)	Zeer licht brakke wateren	Bzl	Na > 250 mg/l, geen zand/zand-leem	Cl > 300 mg.l ⁻¹ , EGV > 2000 μS.cm ⁻¹ , K > 22 mg/l, Mg >33 mg.l ⁻¹ , IR < 0,75	Polders

Zoals reeds gesteld in paragraaf 4.1 was het onmogelijk om alle meren van Vlaanderen te lokaliseren en in te delen in typen binnen het tijdsbestek van dit project. Om een idee te krijgen van de meren in Vlaanderen werd een lokalisatie en indeling gedaan van 186 verschillende zoete en permanente meren (oppervlakte 210-740.000m²) in het kader van VLINA-project 97/02 (Denys et al., 2000). Deze studie had een ecologische toestandsbeschrijving en typering tot doel, alsook de bepaling van typespecifieke streefbeeldens. Hierbij lag de nadruk op verscheidene organismegroepen uit het oevernabije milieu, geselecteerd om een zo breed mogelijk gamma aan habitatkarakteristieken te betrekken. Naast variabelen met betrekking tot bodem, vegetatiestructuur en landgebruik, werden morfometrische en fysisch-chemische waterparameters opgemeten en met behulp van een GIS gekarteerd. Volgende biota werden geïventariseerd: macrofyten, diatomeeën, rotiferen en macro-invertebraten. Bij het inpassen van de in deze studie gebruikte descriptoren in de KRLW dienen enige kanttekeningen gemaakt te worden. De factor 'maximale diepte' is moeilijk herleidbaar tot de door de KRLW voorgestelde factor 'gemiddelde diepte' (enkel in systeem A wordt evenwel expliciet 'gemiddelde diepte' vermeld). Ook zijn veel van de variabelen in bepaalde mate afhankelijk van de dichtheid van de organismen en van de beschikbare nutriënten in het meer (ondermeer zuurstofproductiepotentieel, totaalfosfaat, silikaat). Voor de indeling volgens systeem B is hier, vertrekkend van dezelfde gegevens, een andere typologie afgeleid dan deze voorgesteld door Denys et al. (2000), teneinde bepaalde knelpunten te mijden en tot een beter hanteerbaar resultaat met een beperkt aantal typen te komen¹. Een uitvoerige verslaggeving hieromtrent is in voorbereiding. Hier wordt het basisprincipe kort toegelicht.

Opdat de typologie zo goed mogelijk de bestaande variatie in Vlaanderen zou vatten, werden in totaal 17 variabelen geselecteerd die het duidelijkst gerelateerd zijn aan de optredende levensgemeenschappen (zie tabel 3). Door middel van een ordinatie (met Principal Components Analysis, PCA, Jongman et al., 1987), werd het aantal dimensies sterk verminderd. De PCA-analyse bereikte met de eerste drie assen een verklaringspercentage van 49,3% voor de betrokken variabelen. Een belangrijk deel van de abiotische variatie blijft dus nog onverklaard, waarmee rekening moet gehouden worden bij interpretatie van de meertypen. Op basis van de gelijkenis in PCA-scores werden de meren gegroepeerd: meren in elke groep vertonen aldus onderling gelijkaardige abiotische karakteristieken. Na controle op de aanwezigheid van kenmerkende organismen werd hieruit het uiteindelijke aantal typen afgeleid. Bij deze indeling zijn de 10 in Tabel 3 opgesomde typen weerhouden. Belangrijk is te weten dat niet alle variabelen in gelijke mate bijdragen aan de scheiding tussen de typen en evenmin voor een onderscheid tussen al de groepen onderling verantwoordelijk zijn.

Op basis van de *a posteriori* typologie kan een meer algemeen typologieconcept voorgesteld worden, zoals weergegeven in Figuur 5. Hierin zijn de 10, door de kaartbestanden weergegeven basistypen gesitueerd ter hoogte van het niveau waarop ze onderscheiden worden door de (eventueel gegroepeerde) verplichte of facultatieve descriptoren. Onderaan is het niveau 'trofie' aangegeven om een verdere indeling van zowel 'alkalische diepe, grote wateren' als 'matig ionenrijke, alkalische wateren' mogelijk te maken, in functie van de referentietoestand. Voor beide hoofdtypen is een meer ionen- en voedselrijk type, enerzijds, en een voedselarmer type, anderzijds, toegevoegd. Concreet laat dit bij de diepe wateren een onderscheid toe tussen bv. wingaten in de polders en deze in de Kempen, en een differentiëring van door kalkrijke kwel gevoede plassen (bv. Torfbroek – Ter Bronnen) van meer eutrofe matig ionenrijke wateren; hiervoor dienen immers duidelijk verschillende potenties gehanteerd te worden. De toedeling op dit laagste niveau dient te geschieden op basis van specifieke hydrologische en historische kennis, of inschatting van het maximaal

¹ Door Envico (2001) werden 12 'natuurtypen' voorgesteld voor stilstaande wateren met EGV, pH en voedselrijkdom, partieel ook grootte, als bepalende variabelen. De opgegeven criteria voor het onderscheiden van de typen zijn echter biotisch, hoofdzakelijk vegetatie.

ecologisch potentieel. Voor de overige typen is de opdeling wellicht voldoende gedetailleerd wat de trofische achtergrondtoestand betreft met het oog op een relatief homogene referentiebeschrijving i.f.v. van de beoordeling.

De opdeling weergegeven in figuur 5 is niet het resultaat van een impliciet hiërarchische indelingswijze, maar een schematische voorstellingswijze die achteraf gemaakt werd. De gebruikte methode voor het afleiden van de meertypen gebruikt immers de variabelen in verhouding tot elkaar, zodat deze eigenlijk niet afzonderlijk op aparte niveaus gebruikt kunnen worden. Voor de zuurgraad is dit echter het minst problematisch. Tabel 3 geeft enkele richtwaarden aangaande de meest discriminerende kenmerken, zonder op de meer graduele verschillen in te gaan. De hulpkarakteristieken vervolledigen het beeld enigszins voor enkele meertypen. Belangrijk is te onthouden dat de opgegeven waarden in essentie louter als toedelingskarakteristieken binnen de huidige populatie meren gezien mogen worden: het zijn herkenningcriteria, niet noodzakelijkerwijs achtergrondwaarden. De verschillende variabelen worden hieronder kort toegelicht. Voor een uitvoerige uitleg over de berekening en manier van opmeten wordt verwezen naar de eindrapportage door L. Denys (in voorbereiding).

Hoogte (mTAW) / Breedtegraad / Lengtegraad / Geologie

Deze vier verplichte factoren kunnen gezamenlijk worden voorgesteld door de ligging van de meren binnen Vlaanderen (X- en Y-coördinaat, Lambert-stelsel) die gegeven is als GIS-attribuut. Door de informatie van de ecoregio's (bijlage 4, kaart A) en de hoogte (bijgeleverd als GIS-kaarten in bijlage 6) samen voor te stellen kan indirect een beeld verkregen worden over deze verplichte variabelen. De variabele **Duin** is de meest specifieke ecoregiokarakteristiek en staat voor het oppervlakteaandeel van de BWK-eenheid 'duin' in een 50 mbufferstrook rond het meer (BWK + orthofoto).

Grootte (m²)

Deze factor wordt geschat op basis van de oppervlakte van de gedigitaliseerde meren in het GIS. De nauwkeurigheid hiervan is afhankelijk van de uitgevoerde digitalisatie (op basis van orthofoto's 1/10.000) en bijgevolg van de aard van de oever, de begroeiing en eventuele waterstandsveranderingen.

Diepte / Maximale diepte (Z_{max}, ordinaal, m)

De factor 'Maximale diepte' is ingedeeld in de klassen: 1 (<1,5m), 2 (1,5-3m), 3 (3-6m) en 4 (>6m). Deze variabele geeft een idee over de stratificatiegraad van het meer (waarschijnlijk bij 4, mogelijk bij 3, afwezig bij 1-2). De bepaling gebeurde aan de hand van diverse bronnen en waarnemingen in het veld.

Nutriënten

De variabelen **Silicaat** (mgSiO₂/l), **Totaalfosfor** (mgP/l) en **Opgeloste anorganische koolstof** (mg/l; zie Zuurneutraliserend vermogen) zijn rechtstreeks gerelateerd aan de nutriëntenhuishouding. Silicaat werd gemeten volgens de ICP-methode. De silicaatconcentratie houdt, ondermeer, verband met de bodemomstandigheden, maar wordt door biota beïnvloedt. Totaalfosfaat werd bepaald na destructie volgens Skalar-methodiek. Door de hoge bepalingsdrempel zijn de aangegeven ondergrenzen ecologisch weinig relevant. Vooral totaalfosfaat is heden in belangrijke mate onderhevig aan antropogene toename. Gezien het een *a posteriori* benadering betreft zijn de opgegeven waarden niet zomaar als achtergrondwaarden op te vatten; deze zullen immers (aanzienlijk) lager ingeschat moeten worden dan de opgegeven bovengrens. Ook de **Zuurstofproductiepotentieel** (ZPP) weerspiegelt de trofietoestand. Deze variabele staat voor de potentiële bruto-zuurstofproductie van het water (balans van fotosynthetische zuurstofproductie en zuurstofverbruikende afbraakprocessen) en is dus een maat voor de primaire productiviteit (bij gecontroleerde omstandigheden). Ze werd gemeten op een

volume van 250 ml, door middel van licht/donker-incubatie bij 20°C gedurende 24uren (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung, L14, 1971). De zuurstofconcentraties werden hier gemeten volgens de Winklermethode (azide-modificatie volgens Standard Methods, 1965).

Gemiddelde samenstelling van het substraat

De variabele Zandbodems (%) geeft een benaderend idee van de textuur van het substraat. De plaatselijke bodemtextuurklasse werd op basis van de bodemkaart bepaald. Deze variabele is, uiteraard, sterk regio-afhankelijk.

Zuurneutraliserend vermogen (DIC, mg/l)

De variabele Opgeloste Anorganische Koolstof is een schatting van de concentratie aan anorganische buffers onder de vorm van carbonaat (CO_3^{2-}) en bicarbonaat (HCO_3^-) én het gehalte CO_2 . En werd gemeten volgens Skalarmethodiek. Samen met de opmeting van de Zuurgraad (pH) geeft dit een idee van de bufferingsgraad van het water.

Zuurgraad (pH)

De pH werd in het veld bepaald middels electrode. Deze algemene variabele is een belangrijke fysiologische randvoorwaarde en is gerelateerd met nutriëntenbeschikbaarheid, chelaatvorming, etc.

Aandeel oever met opslag (%)

Percentage van de oeveromtrek met opslag van bomen en struiken rond het meer. Dit is in essentie een beheerskarakteristiek met een regionale component. Relaties met het waterlichaam zijn te situeren op het vlak van bladval, beschaduwing, windwerking en habitat.

Natte bodem (%)

De variabele Natte bodem (%) werd overgenomen van de 'natte' en 'zeer natte' drainageklassen uit de Bodemkaart van België en is gerelateerd aan de hydrologische positie.

Heide (%) / Duin (%)

Oppervlaktaandeel van heide / duin in een 50 m bufferstrook rond het meer (BWK + orthofoto). Kan eventueel in grote lijnen als regiokarakteristiek beschouwd worden.

Zuurstofverzadiging (%) / Chemisch zuurstofverbruik (COD, mg/l)

Deze variabelen geven, respectievelijk, een idee over de zuurstofhuishouding en de hoeveelheid organische stof. Zuurstof werd in het veld gemeten middels electrode. Het chemisch zuurstofverbruik werd gemeten volgens de kaliumdichromaatmethode (NBN).

Natrium (mg/l)

De natriumconcentratie is hier een proxy voor de mate van brakwaterinvloed (bepaling met ICP).

Aluminium (mg/l)

De Aluminiumconcentratie is bodem- en pH-gerelateerd. In zure wateren zijn verhoogde gehalten potentieel toxisch en treedt chelaatvorming op met huminen, met verminderde buffering tot gevolg. Bepaling met ICP.

IJzer (mg/l)

Het IJzergehalte staat in verband met, ondermeer, zuurstofhuishouding en kwel. Bepaling met ICP.

In onderstaande tabel worden de bereiken, of de 10 en 90% percentielen aangegeven voor de doorgerekende variabelen per stilstaand watertype. De variabelen aangeduid met ster (***) zijn gebaseerd op 90% percentielen van mediaanwaarden voor meerdere metingen tijdens de periode lente – late herfst.

Tabel 4: Klassengrenzen voor alle gebruikte variabelen (rijen) voor de 10 meertypen (kolommen). Deze hebben enkel betrekking op het gebruikte gegevensbestand (legende: zie tabel 3).

Meertype	Ad	Ai	A	Aw	CbFe	Czb	Cb	Zs	Zm	Bzl
Variabele										
Maximale diepte (Zmax) (klasse)	2	1-2	1-3	3-4	1-2	1-2	1-3	1-2	1-2	1
Grootte (m ²)	3000-15000	1500-45000	2000-80000	8000-55000	1500-12000	3500-40000	10000-200000	2000-55000	300-70000	3500-4500
Zandbodems (%)	100	0	0-100	0-100	0	0-100	0-100	100	0-100	0
Natte bodem (%)	0	100	0-100	0-100	100	98-100	0-100	0-100	0-100	100
Natrium (mg/l) *	106-131	22,5-82,1	13,2-44,6	11,1-129,5	6,4-156	6,5-15,9	8,2-37,8	3,3-5,2	2,2-32,4	291,5-577
Zuurgraad (pH) *	7,8-7,9	7,5-8,3	7,4-8,5	7,7-8,6	5,9-7,2	6,4-7,2	7,0-7,5	3,8-4,6	4,7-6,5	8,3-8,5
Aluminium (mg/l) *	0,1-0,14	0,07-0,2	0,04-0,17	0,04-0,1	0,05-0,14	0,04-0,15	0,04-0,06	0,33-1,13	0,08-2,53	0,22-0,38
IJzer (mg/l) *	0,1-0,2	0,1-0,7	0,1-0,8	0,1-0,2	1,5-5,6	0,1-1,4	0,1-1,0	0,1-0,7	0,2-2,0	0,1-0,4
Silicaat (mgSiO ₂ /l) *	6,2-8,6	3,4-23,1	0,5-17,5	0,2-8,0	1,4-11,8	0,3-5,8	0,9-7,1	0,1-3,9	0,2-3,2	15,4-16,1
Opgeloste anorganische koolstof (DIC) (mgC/l) *	28,9-29,4	15,8-45,6	10,4-30,0	8,2-17,2	<1,9-12,8	<1,9-4,1	2,7-14,2	<1,9-2,0	<1,9-3,4	56,7-62,6
Totaalfosfor (mgP/l) *	0,45-1,91	0,19-1,85	<0,07-0,45	<0,07-0,11	<0,07-0,52	<0,07-0,19	<0,07-0,26	<0,07	<0,07-0,15	1,76-2,62
Zuurstofverzadiging (%) *	84-102	34-143	60-134	98-128	12-70	77-100	74-113	89-105	63-104	78-104
Zuurstofproductie-potentieel (mg/l) *	1,9-2,7	0,3-38,1	0,6-15,6	0,3-3,7	0,3-5	0,5-6,5	0,4-7,9	0,3-2,7	0,9-6,6	0,3-10,5
Chemisch zuurstof-verbruik (mg/l) *	56,7-73,5	41-86,3	23,6-55,5	10,0-34,2	17,4-52,6	19,8-65,0	14,7-43,4	7,8-20,9	20,3-58,7	69,4-108,1
Aandeel van oever met opslag (%)	0-50	0-95	5-100	5-90	5-100	3-100	45-100	5-90	0-100	0
Heide (%)	0	0	0	0	0	0-6	0-55	0-80	0-42	0
Duin (%)	66-82	0	0	0	0	0	0	0	0	0

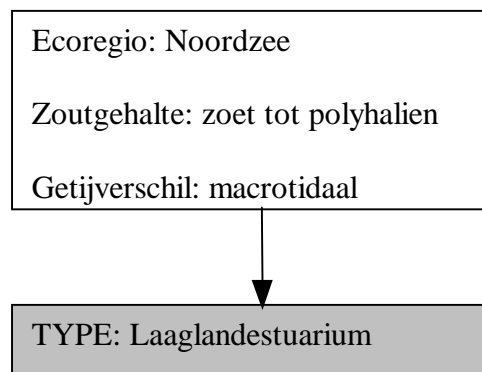
² Door Luc Denys en Jo Packet werden nog 35 meren bijkomend getypeerd. Deze meren werden in de GIS-attribuentabel opgenomen met hun toegewezen type volgens systeem B.

5.2 Overgangswateren

5.2.1 Typologie systeem A

Tabel 5: Descriptoren voor de typologie van overgangswateren volgens systeem A

Vaste Typering	Descriptoren	Klassen van toepassing
Ecoregio	De volgende gebieden, als aangegeven op kaart B (zie bijlage 3): Oostzee Barentsz-zee Noorse Zee Noordzee Noord-Atlantische Oceaan Middellandse Zee	X
Type	Op basis van het jaargemiddelde van het zoutgehalte (Venice system) < 0,5‰ zoet water 0,5 tot < 5‰ oligohalien 5 tot < 18‰ mesohalien 18 tot < 30‰ polyhalien 30 tot < 40‰ euhalien Op basis van de gemiddelde springtij range (m) < 2 m microtidaal 2 tot 4 m mesotidaal > 4 m macrotidaal	X X X X X



Figuur 6: Hiërarchische opbouw van overgangswateren volgens systeem A

De verschillende saliniteitszones van de Schelde en de IJzermonding als overgangswater binnen Vlaanderen worden gegeven in tabel 6 op basis van de OMES-metingen (Van Damme et al., 1999). Deze gegevens zijn ook als GIS-attribuut bijgevoegd in de dbf-tabellen van de overgangswateren. De saliniteits- en getijden gradiënten zijn echter een inherent kenmerk van een natuurlijk estuarium. Daarom werd het estuarium met zijn volledige saliniteits- en getijdenrange als één type gedefinieerd en werden de verschillende saliniteits en/of getijdenzones niet als afzonderlijke typen afgebakend, zoals Annex II van de KRLW op het eerste zicht kan geïnterpreteerd worden. Bij een dergelijke fragmentatie van het estuarium zou echter de essentie van het overgangswater (de overgangssituaties) verloren gaan in de typologie en zou de ecosysteembenadering geweld aangedaan worden, wat niet in de geest van de KRLW is. De gebruikte methode is conform de COAST guidance.

Tabel 6: Zoutgehalteklassen voor de overgangswateren

Descriptor	Geldende klassen	Locatie
Zoutgehalte	Zoet	Schelde stroomopwaarts van Temse, zijrivieren onder getijdeninvloed
	Oligohalien	Schelde stroomopwaarts van Burcht tot Temse
	Mesohalien	Schelde van de grens met Nederland tot Burcht
	Polyhalien	IJzermonding

De Rupel mondt weliswaar uit in het oligohalien gedeelte van de Schelde, maar door het relatief grote debiet van de bovenafvoer in het Rupelbekken kan de saliniteit niet stroomopwaarts migreren, en blijven de Rupel en haar zijrivieren zoet. De Durme mondt uit in het zoetwater gedeelte van de Schelde (Van Damme et al., 1999).

Voor de Schelde binnen Vlaanderen gaat de getijdenzone van de grens met Nederland tot die punten stroomopwaarts op de Schelde en de zijrivieren, waar de getijdenwerking stopt. Voor de meeste zijrivieren is er geen meetbaar getij meer stroomopwaarts van de eerste sluis (meestal ter hoogte van het eerste verdeelwerk). Algemeen moet in de buurt van de stroomopwaartse getijdengrens onderscheid gemaakt worden tussen getijdenwerking (werkzaam tegen de stroomrichting) en opstuwning (werkzaam in de stroomrichting). Ook deze laatste heeft vermoedelijk een ecologisch belang voor de levensgemeenschappen.

5.2.2 Typologie systeem B

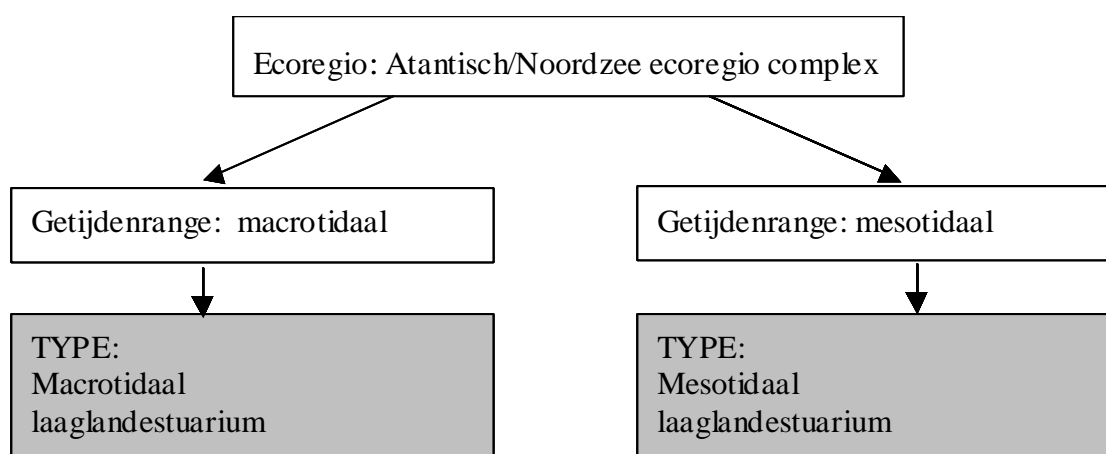
De COAST guidance tracht de ontwikkeling van een gemeenschappelijke 'Eurotypologie' voor kust- en overgangswateren te promoten. Indien gemeenschappelijke typen op gelijkaardige wijze gedefinieerd worden in de verschillende lidstaten dan worden de volgende stappen van de implementatie van de KRLW, de beschrijving van referentieomstandigheden, het opstellen van beoordelingssystemen en de intercalibratie vergemakkelijkt. Experts van verschillende lidstaten kunnen dan voor gemeenschappelijke typen ook gemeenschappelijke systemen ontwikkelen.

Er werd een gemeenschappelijk kader voor systeem B uitgewerkt: facultatieve descriptorren werden voorgesteld in een te respecteren hiërarchie en klassengrenzen werden bepaald voor alle descriptorren. Het staat de lidstaten vrij klassen samen te gooien of verder op te splitsen indien dat in de gegeven omstandigheden ecologisch relevant is maar ter wille van de vergelijkbaarheid wordt er gevraagd om de klassengrenzen te respecteren.

Indien de verplichte factoren reeds voldoende zijn om alle ecologisch relevante typen te definiëren, dan wordt het gebruik van de facultatieve descriptorren overbodig. Het wordt wel wenselijk geacht om voor de beschrijving van een type ook de niet gebruikte descriptorren te gebruiken, ter wille van de vergelijkbaarheid tussen lidstaten. De relevante klassen voor de verschillende descriptorren worden in de overzichtstabellen in het rood weergegeven.

Tabel 7: Descriptoren voor de typologie van overgangswateren volgens systeem B zoals voorgesteld in de COAST guidance

Alternatieve karakterisering	Fysische en chemische factoren die bepalend zijn voor de kenmerken van het overgangswater en dientengevolge voor structuur en samenstelling van de biologische populatie	Voorgestelde klassengrenzen (relevante klassen voor Vlaanderen zijn in het rood weergegeven)	Variabele van toepassing in de typologie volgens systeem B voor Vlaanderen
Verplichte factoren	- Breedtegraad - lengtegraad	Atlantisch/Noordzee ecoregio complex Baltische zee ecoregio Middellandse zee ecoregio	X
	- Getijverschil	Microtidaal: < 1m Mesotidaal: 1-5m Macrotidaal: > 5m	X
	- Zoutgehalte	zoet: < 0,5‰ oligohalien: 0,5 tot 5 - 6‰ mesohalien: 5 – 6 tot 18 – 20‰ polyhalien: 18 – 20 tot 30‰ euhalien: > 30	
Facultatieve factoren	- Mengkarakteristieken	Volledig gemengd Gedeeltelijk gelaagd Permanent gelaagd	-
	-Oppervlakte intergetijdengebied	< 50% > 50%	-
	- Verblijftijd Andere tot ecologisch relevante typologie bereikt is	Dagen Weken Maanden-jaren	-



Figuur 7: Hiërarchische opbouw van overgangswateren volgens systeem B

Voor de Vlaamse overgangswateren is enkel de descriptor 'getijdenrange' onderscheidend, er werd dus geen gebruik gemaakt van de facultatieve descriptors voor het onderscheiden van typen. Doordat de klassengrens meso/macrotidaal verschoven werd naar 5 m voor de getijdenrange splitst systeem B twee types af (Schelde macrotidaal met +/- 6 m IJzermonding mesotidaal met +/- 4,5 m).

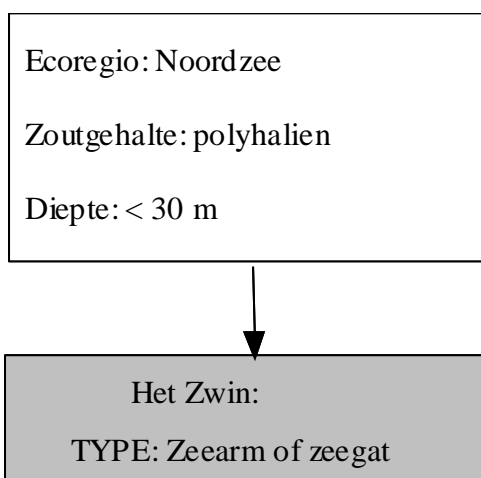
Gegevens over de getijdenrange werden overgenomen uit de getijdentafels voor 2002 (Getijtafels, 2002); gegevens over het zoutgehalte, de mengkarakteristieken en de verblijftijd werden gevonden in de ecosysteembeschrijving van de Schelde (Van Damme et al., 1999). De oppervlakte intergetijdengebied (oppervlakteverschil van het waterlichaam tussen hoogtij en laagtij) werd geschat op basis van oppervlakteberekeningen binnen het GIS.

5.3 Kustwateren

5.3.1 Typologie systeem A

Tabel 8: Descriptoren voor de typologie van kustwateren volgens systeem A

Vaste Typering	Descriptoren	Klassen van toepassing
Ecoregio	De volgende gebieden, als aangegeven op kaart B (zie bijlage 3): Oostzee Barentsz-zee Noorse Zee Noordzee Noord-Atlantische Oceaan Middellandse Zee	X
Type	Op basis van het jaargemiddelde van het zoutgehalte < 0,5‰ zoet water 0,5 tot < 5‰ oligohalien 5 tot < 18‰ mesohalien 18 tot < 30‰ polyhalien 30 tot < 40‰ euhalien Op basis van de gemiddelde diepte < 30 m ondiep 30 tot 200 m middeldiep > 200 m diep	X X



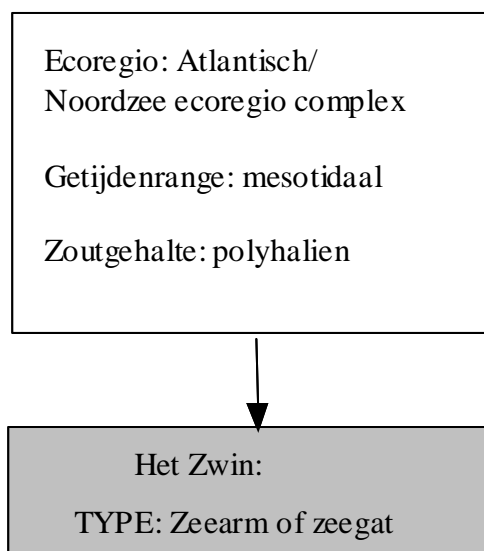
Figuur 8: Hiërarchische indeling van kustwateren volgens systeem A

Het kustwater in deze typering voor Vlaanderen is het natuurreserveaat 'het Zwin'. Het Zwin is een verlande zeearm met een grote hoeveelheid slikken en schorren rond een netwerk van krekens (Provoost & Hoffmann, 1996).

5.3.2 Typologie systeem B

Tabel 9: Descriptoren voor de typologie van kustwateren volgens systeem B zoals voorgesteld in de COAST guidance

Alternatieve karakterisering	Fysische en chemische factoren die bepalend zijn voor de kenmerken van het kustwater en dientengevolge voor structuur en samenstelling van de biologische populatie	Voorgestelde klassengrenzen (relevante klassen voor Vlaanderen zijn in het rood weergegeven)	Variabele zoals gebruikt in de typologie volgens systeem B voor Vlaanderen
Verplichte factoren	Breedtegraad lengtegraad	Atlantisch/Noordzee ecoregio complex Baltische zee ecoregio Middellandse zee ecoregio	X
	Getijdenrange	Microtidaal: < 1m Mesotidaal: 1-5m Macrotidaal: > 5m	
	Zoutgehalte	< 0,5‰ zoet water 0,5 tot < 5‰ oligohalinen 5 tot < 18‰ mesohalinen 18 tot < 30‰ polyhalinen 30 tot < 40‰ euhalinen	
Facultatieve factoren	blootstelling aan golfslag	Open Gematigd open beschut	
	diepte	< 30 m ondiep 30 tot 200 m middeldiep > 200 m diep	
	andere		



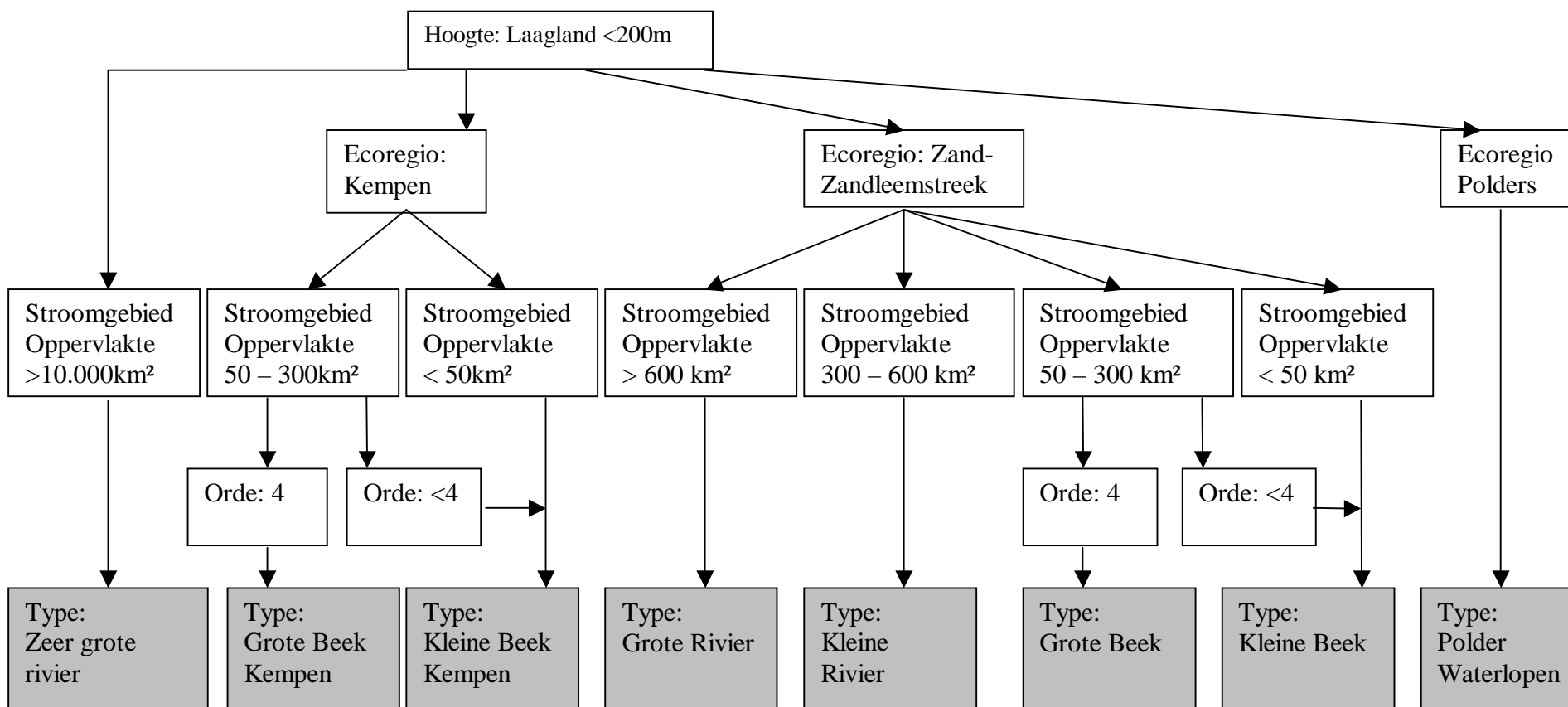
Figuur 9: Hiërarchische indeling van kustwateren volgens systeem B

km²; Maas). De Schelde heeft de klasse 'zeer groot' vanaf Gent, maar is daar aangeduid als overgangswater. Voor alle stroombekkens met bron buiten Vlaanderen werd rekening gehouden hoe groot het stroombekken is buiten Vlaanderen. De gegevens van de oppervlakte der deelbekkens werd berekend in het GIS, de oppervlakten van de deelbekkens werd gesommeerd voor het hele rivierbekken en afgerond tot op een samenvloeiing. Voor de Schelde en haar zijrivieren werd de oppervlakte overgenomen uit literatuur over het hydraulisch regime van de Schelde (Claessens, 1988). De typen volgens deze indeling zijn erg grof en bevatten rivieren van uiteenlopend karakter. De indeling volgens systeem A geeft bijgevolg geen representatieve voorstelling van de rivieren voor Vlaanderen.

5.4.2 Typologie systeem B

Tabel 11: Descriptoren voor de typologie van rivieren volgens systeem B

Alternatieve karakterisering	Fysische en chemische factoren die bepalend zijn voor de kenmerken van de rivier of een deel ervan en dientengevolge voor structuur en samenstelling van de biologische populatie	Variabele zoals gebruikt in de typologie volgens systeem B voor Vlaanderen
Verplichte factoren	Hoogte Breedtegraad Lengtegraad Geologie Grootte op basis van stroomgebiedoppervlakte	Hoogte Ecoregio Ecoregio Ecoregio Stroomgebiedoppervlakte
Facultatieve factoren	Afstand van de bron van de rivier Stromingsenergie (functie van stroming en verval) Gemiddelde waterbreedte Gemiddelde waterdiepte Gemiddeld waterverval Vorm en profiel van de hoofdrivierbedding Rivierdebiet / stromingscategorie Vorm van het dal Transport van vaste stoffen Zuurneutraliserend vermogen Gemiddelde samenstelling van het substraat Chloride Bereik van de luchttemperatuur Gemiddelde luchttemperatuur Neerslag	
	Overige	Orde volgens Strahler



Figuur 11: Hiërarchische opbouw van rivieren volgens systeem B

Om een typologie te kunnen opstellen werd voor de rivieren gezocht naar referentieonderzoek binnen Vlaanderen. In een over meerdere jaren verspreid bekenproject werd onderzoek verricht naar de typologie en verspreiding van ecologisch waardevolle waterlopen in Vlaanderen (Wils en Schneiders, 1998). In totaal werden op 1300 meetpunten gegevens verzameld met betrekking tot de structuurkenmerken (meandering, pool-riffle-patroon, holle oevers), de chemische waterkwaliteit (chemische en Prati-index) en de biotische waterkwaliteit (invertebraten, vissen en planten). De indeling die hieruit naar voren kwam werd als leidraad genomen voor de indeling van alle Vlaamse rivieren, op basis van het gebiedsdekkend karakter, de wetenschappelijke onderbouwing en de vergelijkbaarheid van de gebruikte descriptoren met de 'verplichte' en 'facultatieve factoren' van de KRLW.

De eerste stap in de hiërarchische opbouw is de indeling in 'hydro-ecoregio's'. Dit als alternatief voor de ecoregio's voorgesteld in systeem A. Voor de waterlopen werden 3 ecoregio's weerhouden: de IJzer- en Scheldepolders, de Kempen en de Zand-(zand)leemstreek (zie paragraaf 3.2 en bijlage 4, kaart B). De bestanden zijn bijgevoegd als shp-bestand ('hydro-ecoregio.shp').

De ecoregio van de Kempen is gekenmerkt door voedselarme zandgronden met licht zure eigenschappen op de hogere delen van het landschap die aanleiding geven tot bovenlopen met een watertype dat sterk aanleunt bij regenwater. Deze worden in de stroomafwaarts gelegen beekdalen afgewisseld met voedselrijkere alluviale gronden en van nature zeer productieve en soortenrijke laaglandrivieren. De Kempen heeft specifieke eigenschappen die toelaten de waterlopen in deze regio apart te nemen van de rest van Vlaanderen (zie paragraaf 3.2.3).

De ecoregio van de polders en de getijdenschelde bezit een erg kunstmatig hydrologisch netwerk, grotendeels van antropogene oorsprong verweven met oude geulen en krekens. Ze hebben een volstrekt onnatuurlijk stromingsregime. Beschrijvende factoren als stromingsrichting, orde, verval en breedte zijn onmogelijk op een betrouwbare manier voor te stellen. De meeste watergangen in deze ecoregio kunnen ook worden onderscheiden door het voorkomen van zeeklei in de ondergrond en door de (lokale) invloeden van brak water.

Voor de waterlopen ten Noorden van de Schelde (die niet afwateren naar de Schelde zelf) en ten Noordwesten van de kanalenzone Brugse Vaart/Afleidingskanaal van de Leie werd gekozen voor een typering als 'waterlopen van de Gentse kanalenzone', dit op basis van duidelijke artefacten in het stroomregime van deze waterlopen. Het grote verschil met de Polders is dat dit netwerk grotendeels gekenmerkt is door een zandige ondergrond, en de hogere ligging (5-10m boven zeeniveau). Vermits ook hier de beschrijvende factoren (stromingsrichting, orde, verval en breedte) onmogelijk op een betrouwbare manier voor te stellen zijn wordt voorgesteld om deze zone afzonderlijk aan te duiden. Deze klasse is opgenomen in het bestand 'Rivieren.shp', in het attributenveld 'Systeemb' als type 'kunstmatige waterloop'. De benaming 'waterlopen van de Gentse kanalenzone' scheidt minder verwarring met de 'kunstmatige waterlichamen' (zie definitie in bijlage 7) die moeten afgebakend worden voor de KRLW. Zoals bleek uit de stuurgroepvergadering van 24/06/02, kunnen onder deze noemer nog andere waterlopen gebracht worden, zoals onder andere de wateringen verspreid over verschillende riviervalleien in Vlaanderen. Deze zijn echter niet digitaal af te leiden uit de basiskaart voor de rivieren in Vlaanderen, en zijn bijgevolg niet opgenomen onder deze noemer.

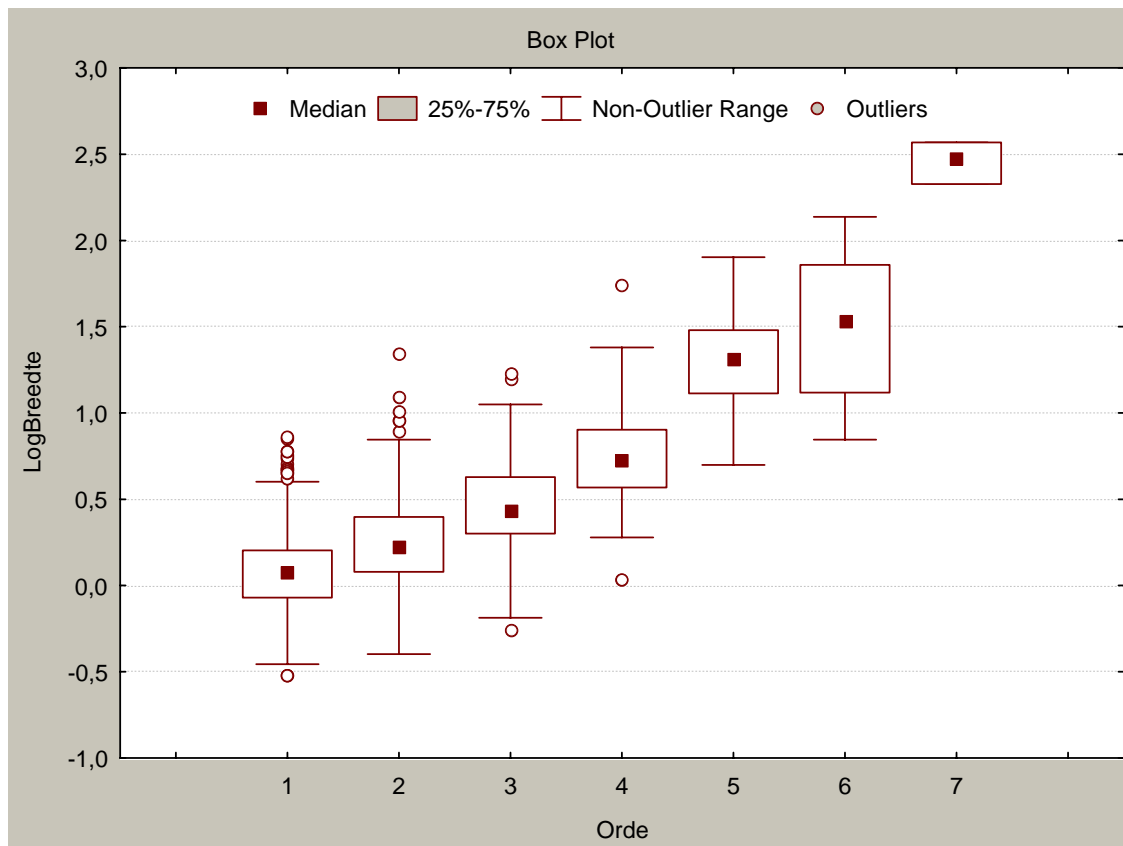
Binnen elke hydro-ecoregio wordt de volgende stap in de hiërarchie bepaald door de zonering van oorsprong naar monding. De opsplitsing van bron naar monding steunde in de vroegere projecten voornamelijk op breedte/diepte gegevens opgemeten op het terrein. Overdimensionering komt echter te vaak voor en zou aanleiding kunnen geven tot een foutieve toekenning van het type dat verwijst naar de 'natuurlijke' of 'oorspronkelijke'

toestand. Om de relatie met systeem A duidelijker te maken en om de indeling objectiever en gebiedsdekkend voor Vlaanderen voor te stellen werd gezocht naar alternatieve criteria, namelijk stroomgebiedoppervlakte en orde.

De factor 'stroomgebiedoppervlakte' wordt gebruikt om het merendeel van de waterlopen te onderscheiden. Vermits veel rivieren hun oorsprong buiten Vlaanderen hebben moesten er voor de berekening van de oppervlakte gegevens opgevraagd worden in Wallonië, Frankrijk en Nederland. In Wallonië is een bestand beschikbaar dat vergelijkbaar is met de VHA-zonering in Vlaanderen (contact Johan Moy, FUL, Arlon).

Op basis van de oppervlakteberekening binnen het GIS werd gezocht naar een goede overeenkomst tussen de gegevens van het bekenproject enerzijds, en criteria gebruikt voor de indeling volgens systeem A anderzijds. Binnen systeem A was een grote groep waterlopen opgenomen in het type 'Middelgroot' (stroomgebiedoppervlakte tussen 100 en 1000km²). Concreet herbergt dit type zowel een typische zijrivier van de Dijle (Laakbeek) als de benedenloop van de Schelde. Deze waterlopen liggen op basis van hun dimensies en levensgemeenschappen te ver uit elkaar om binnen eenzelfde type te kunnen liggen. Om dit probleem op te lossen is gezocht naar een fijnere, meer relevante opsplitsing op basis van een nieuwe klasse voor de stroomgebiedoppervlakte. Na vergelijking met de breedtemetingen uit de dataset van het bekenproject (Wils, 1998) bleek de waarde 50 km² meer relevant te zijn om als grenswaarde te dienen tussen 'middelgrote' en 'kleine' waterlopen. Hierbij werden de typen 'Grote rivier', 'Kleine rivier', 'Grote beek' en 'Kleine beek' toegepast (zie hiervoor ook Wils, 1998). De typen grote en kleine rivier vallen volledig binnen het type 'Middelgroot' van systeem A, echter werd binnen de groep van de 'Middelgrote' waterlopen uit systeem A opgesplitst bij de waarden '>600 km²' voor grote rivier, en tussen de waarden 300 en 600 km² voor het type kleine rivier. Bij voorstelling in het GIS bleek dat er een significante overlapping optrad tussen de types 'Klein' en 'Middelgroot' (systeem A) voor wat de groep van de 'beken' betreft. Hierin kan stroomgebiedoppervlakte niet volledig splitsen, zodat een volgend niveau in de hiërarchie nodig is om de typen 'grote' en 'kleine' beek te kunnen onderscheiden. Voor de types grote en kleine beek werd een volgend opsplitsingsniveau gezocht om een goede opdeling te garanderen tussen deze types.

De factor 'orde' is een maat voor de vertakkinggraad van de rivier, een factor die voor het volledige VHA-netwerk uitgewerkt is en weergegeven als GIS-attribuut. De definitie die hier gebruikt werd is die volgens Strahler (Petts and Calow, 1996): bovenloopjes zonder zijrivieren krijgen de waarde 'orde = 1'; de samenvloeiing van twee rivieren met orde 1 levert een rivier met orde 2. Samenvloeiing van twee rivieren met orde 2 levert een rivier met orde 3, en aldus wordt het hele hydrologisch netwerk doorlopen. Rivierbreedte is sterk gebonden aan de Strahler-orde van de rivier (cfr. 'River continuum model', paragraaf 3.2). Deze correlatie werd voor dit project onderzocht op basis van data verzameld binnen het bekenproject (Wils, 1998) en binnen de lopende projecten van het IBW. In figuur 12 kan het sterke verband tussen de breedte (log-getransformeerd) en de orde van de rivier afgelezen worden. Omwille van deze sterke correlatie kan uit de GIS-voorstelling van de orde een idee verkregen worden van de variatie van rivierbreedte over langere riviertrajecten voor heel Vlaanderen.



Figuur 12: Verband tussen de Strahler-orde van de rivier en de rivierbreedte voor 3000 meetpunten binnen Vlaanderen (data: databank UIA en IBW)

De factor 'Orde' werd gebruikt om de types grote en kleine beek te splitsen van elkaar. De grens op orde 4 bleek gepast om deze splitsing te kunnen maken. Deze grens is bekend als overgang van een typische bovenloop naar een typische middenloop (sensu Verdonschot (2000) en paragraaf 3.2.4) in het 'river continuum' model (Vannote, 1980). De orde van een rivier blijkt evenwel een schaalgevoelige factor, zodat de detaillering van het hydrologisch netwerk bepalend is voor de correctheid van de wiskundige berekening van deze factor. Om deze reden zal bij afstemming met andere landen moeten gelet worden op de gebruikte kaartschaal bij interkalibratie van de factor orde. We kiezen voor de factor orde omdat deze enerzijds gebiedsdekkend voor heel Vlaanderen digitaal bekend is (zie ook paragraaf 6.2.3), en omwille van de objectiviteit van deze variabele op lange termijn, onafhankelijk van menselijke ingrepen.

De Maas is de enige grindrivier in Vlaanderen. Op basis van verscheidene ecologische en fysische karakteristieken die hiermee verbonden zijn wordt de Maas beschouwd als een uniek riviertype binnen Vlaanderen. Voor een overzicht van de ecotopen eigen aan de Grensmaas, verwijzen we naar het Ecotopenstelsel van de Grensmaas (Van Looy en De Blust, 1998). Op basis van stroomgebiedoppervlakte werd de Maas in systeem A reeds als apart type 'zeer groot' afgesplitst. Het is de enige rivier met een stroomgebiedoppervlakte van meer dan 10000km² (de Schelde is in deze klasse een overgangswater).

Zoals er voor de zone in de Gentse kanaalzone een discussie bestaat rond de aanduiding 'sterk gewijzigd waterlichaam', zo bestaat er eveneens een discussie rond overgedimensioneerde laaglandbeken. Veel 'kleine beken' zijn in de loop van de

geschiedenis vergraven tot 'grote beken' of worden extra gevoed door kanaalwater. De mogelijkheid bestaat deze waterlopen aan te duiden als zijnde 'sterk gewijzigde waterlichamen' (definitie: bijlage 7) die momenteel aanleunen bij het type 'grote beek'. Op die manier kan een kleine beek die door vergraving een grote beek geworden is, beoordeeld worden op basis van de karakteristieken typisch voor een grote beek. De KRLW eist namelijk dat een type wordt beoordeeld op basis van het type waarop het het meest lijkt. Ook deze beslissing is gekoppeld aan heel de discussie rond sterk gewijzigde waterlichamen die momenteel nog gevoerd wordt.

De factor valleival kan met de huidige digitale hoogtegegevens (DTM Vlaanderen) niet voor elke waterloop berekend worden en dus niet gebiedsdekkend voor Vlaanderen voorgesteld worden. Binnen de ecoregio Kempen zijn de hogere vervallen aanwezig op het Kempens Plateau. Zij kunnen aanleiding geven tot een verschuiving in visgemeenschappen naar de barbeelzone. In de ecoregio zand-zandleem-leemstreek zijn de hogere vervallen vooral terug te vinden in het zuidelijke deel. In de bronbeken worden andere levensgemeenschappen verwacht met visgemeenschappen die verschuiven naar barbeel- en zelfs naar forel- en vlagzalmzones. De digitale data zijn momenteel echter niet beschikbaar om dit onderscheid te maken en als subtypen op kaart aan te geven. Noch het DTM (digitaal terrein model), noch de opmeting van verval op stafkaarten geven aanleiding tot een goede schatting van valleival, laat staan van rivierverval. Ook met de nodige veldgegevens zal het in de toekomst (wegens ingrepen zoals overdimensionering, rechttrekking en het steken van stuwen en dammen) niet eenvoudig zijn om het 'natuurlijke' rivierverval aan te geven. Door rechttrekkingen en overdimensioneringen kan zelfs op basis van correcte veldmetingen een verkeerde viszonering (sensu Huet, 1949) toegekend worden aan een riviertraject. In deze studie is er uiteindelijk, in overleg met het IBW, voor gopteerd om verval niet te gebruiken om de typen nog verder in subtypen te verdelen. Het is wel mogelijk dat er bij het op punt stellen van de referentiekaders en evaluatiemethoden voor visgemeenschappen een vraag naar verdere verfijning of bijsturing ontstaat. Anderzijds is het ook mogelijk om binnen een type, naargelang de organismegroep, een verdere verfijning van methoden voor te stellen zonder dat dit uiteindelijk resulteert in extra typen.

6 Bespreking GIS-bestanden

6.1 CD-ROM

De op CD-ROM bijgeleverde GIS-kaarten zijn opgebouwd met het GIS-pakket ARCVIEW 3.2. De structuur van de CD-ROM is onderverdeeld in vier Hoofddirectories ('alfanum', 'grafisch', 'project', 'legende').

ALFANUM: databank (niet gebruikt)
GRAFISCH: alle shapebestanden (*.shp)
PROJECT: alle projectbestanden (KRLW.apr)
LEGENDE: alle legendebestanden (*.avl)

Onder elk van deze vier hangen subdirectories met de basisnaam en de versiedatum. In een bijgeleverd tekstdocument wordt een overzicht van het projectdoel bijgevoegd en een beschrijving van de ARCVIEW-shapefiles (shp) met per shp-bestand een volledige beschrijving van de attributen en codes/afkortingen hierin gehanteerd.

6.2 Basiskaarten

Achtereenvolgens worden voor de drie categorieën de attributenvelden uit de tabellen achter de GIS-kaarten en de oorsprong van de GIS-kaarten toegelicht.

6.2.1 Meren

* Meren.shp / polygonenbestand van de meren

Het op een betrouwbare manier (digitaal) voorstellen van alle meren op schaal Vlaanderen is voorsnog onmogelijk. Wel werden in het kader van VLINA97/02 (Denys et al., 2000), het voortdurende werk voor de Biologische Waarderingskaart Vlaanderen (BWK) en VLINA00/02 (Colazzo et al., 2001) een deel van de plassen, poelen en meren van Vlaanderen gedigitaliseerd. Voor de digitale voorstelling in het GIS werd in de eerste plaats op het VLINA97/02 (Denys et al., 2000) een beroep gedaan, om een beeld te geven van de regionale verdeling van de meren op basis van de typologie die uit dit werk komt. De meren werden in dat project in rekening genomen wanneer ze een minimale oppervlakte van 25 aren hadden. Kleinere meren werden als puntvormige elementen beschouwd, en niet in de analyse opgenomen. Het resultaat was een set van ongeveer 220 meren, gekozen over alle ecoregio's van Vlaanderen om zo relatief gebiedsdekkend besluiten te trekken over de meren binnen Vlaanderen. Voor de projecten BWK en VLINA00/02 (Colazzo et al., 2001) werd een stilstaand water alleen in rekening gebracht als er een bemonstering gebeurde die relevant was voor die projecten. Vermits deze datasets niet dienden tot een typologisch onderscheid van de bemonsterde wateren, was voor ons project enkel de GIS-informatie van belang. Deze informatie bleek enkel bruikbaar om de locatie van de meren over te nemen, en niet fysische dimensies zoals oppervlakte of omtrek.

Vermits er geen atlas voor stilstaande wateren bestaat is er daarom naar een tussenoplossing gezocht waarbij:

- een klein deel op basis van luchtfoto's gedigitaliseerd werd. Hiervan kan de verspreiding en de omvang exact aangegeven worden.
- de aanwezigheid van plassen werd gehaald uit de BWK (met een query op code 'A' of 'A*'). De kaarten van de BWK kunnen een goed beeld geven van de verspreiding en het aantal plassen per regio. De schaal laat echter meestal niet toe om de exacte vormgeving weer te geven, of de oppervlakte in te schatten.

- Een beperkt aantal meren is wel volledig opgemeten binnen het tijdsbestek van deze opdracht; nl. die meren die voldoen aan systeem A werden wel op een exacte kaart voorgesteld en geven volledige informatie over oppervlakte, locatie en diepte.

In de nabije toekomst wordt werk gemaakt van de digitalisatie van alle stilstaande wateren binnen Vlaanderen. Een project hiervoor wordt tijdens het schrijven van dit rapport voorbereid in het kader van de uitwerking van het Oppervlaktewater Informatiesysteem (OWIS), deelproject stilstaande wateren (pers. Mededeling Dick Van Straten, IN).

Shape	ID	Naam	Systeem	Systeemb
Polygon	395	Broekmeer	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	392	Polsmeer	< 50ha	ionenrijk, alkalische wateren
Polygon	377	Diervalk, Poelen	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	371	Diervalk, Meerkant	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	37	Kraaihoek	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	365	Diervalk, Meerkant	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	340	Blaarbaat, Kalkvaart	< 50ha	ionenrijk, alkalische wateren
Polygon	331	Hanscarbos	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	323	Hof Ten Rijen	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	294	Hoge Oeglen	< 50ha	Goede, diepe alkalische wateren
Polygon	282	Eccel Meer	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	267	Eccelbulten	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	265	Reefmeede	< 50ha	Alkalische vlakwateren
Polygon	263	Yuk	< 50ha	Circumneutrale, zwak gebufferd
Polygon	26	Zicht	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	253	Mandberk	< 50ha	ionenrijk, alkalische wateren
Polygon	25	Zicht	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	247	Pinnen	< 50ha	Sterk zuur wateren
Polygon	246	Roestheide	< 50ha	Circumneutrale, zwak gebufferd
Polygon	243	E-10, plan Raabergen	< 50ha	Goede, diepe alkalische wateren
Polygon	242	Zwaartebos	< 50ha	Goede, diepe alkalische wateren
Polygon	238	Arboel-vijver	< 50ha	Circumneutrale, zwak gebufferd
Polygon	22	Torbaak	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne
Polygon	219	Tout	< 50ha	Sterk zuur wateren
Polygon	218	Kannewer	< 50ha	Sterk zuur wateren
Polygon	213	Panweges	< 50ha	Malg ionenrijk, alkalische ne

Figuur 13: Attribuentabel van meren.shp

De attribuentabel van de meren (figuur 13) toont achtereenvolgens de volgende attributen:

Naam

Afkorting van de meernaam

Systeema

Typering volgens systeemA. In de naamgeving is reeds ingevoegd welke meren groter zijn dan 50 ha, en welke kleiner. Alleen de meren groter dan 50 ha zijn getypeerd volgens systeem A op basis van gemiddelde diepte.

Systeemb

Typering volgens systeemB van de meren die bemonsterd en getypeerd werden door Luc Denys.

6.2.2 Overgangswateren en kustwateren

* Overgangskust.shp / polygonenbestand van de overgangswateren en kustwateren

Voor de digitale voorstelling van de overgangswateren en kustwateren kunnen we beroep doen op de gedigitaliseerde bestanden van de kustzone en de Schelde (IN). Hierop werden

de zeewaartse en landwaartse afbakening aangeduid. Voor de IJzermondung werd de nieuwe intertidale oppervlakte ter hoogte van de natuurontwikkeling aan Lombardsijde opgenomen in het GIS (met hulp van Sam Provoost (IN)). Ook de grenzen van het Vlaams natuurreservaat 'Zwin' en van het deel aan Nederlandse zijde werden correct gedigitaliseerd op basis van recente luchtfoto's.

Ook werden de saliniteitsgrenzen (benaderend) weergegeven, door de GIS-polygonen te snijden ter hoogte van geschatte saliniteitsovergangen. Deze overgangen werden overgenomen uit de rapportage van de Zeeschelde (Van Damme et al, 1999). De saliniteitsgrenzen zijn bijgevoegd in het veld 'Naam'.

Object	Naam	Systeema	Systeemb	Mixing	Intertidal	Area	Perimeter	Hectares
Polygon	IJzermondung	Laaglandestuutium	Macrotidal Laaglandestuutium	Fully mixed	~50%	1121795.660	11271.426	112.179
Polygon	Zwin (Maandrem)	Zeegeel	Zeegeel	Fully mixed	~90%	1456759.964	3662.054	145.676
Polygon	Zwin (Redeliland)	Zeegeel	Zeegeel	Fully mixed	~90%	969757.474	4673.156	96.976
Polygon	Schelde (meerschalen)	Laaglandestuutium	Macrotidal Laaglandestuutium	Fully mixed	~50%	31956752.810	81483.303	3195.675
Polygon	Schelde (olpohalen)	Laaglandestuutium	Macrotidal Laaglandestuutium	Fully mixed	~50%	7255346.325	43363.338	725.535
Polygon	Schelde (zwin) (zout)	Laaglandestuutium	Macrotidal Laaglandestuutium	Fully mixed	~50%	1546008.647	37631.379	154.601

Figuur 14: Attribuentabel van overgangskust.shp

De attribuentabel van de overgangswateren en kustwateren (figuur 14) toont achtereenvolgens de volgende attributen:

Naam

Naam van het overgangswater of kustwater

Systeema

Indeling volgens systeem A

Systeemb

Indeling volgens systeem B

Mixing

Mengkarakteristiek van het overgangswater of kustwater

Intertidal

Getijdenoppervlakte van het overgangswater of kustwater

Area

Oppervlakte (m²) van het overgangswater of kustwater

Perimeter

Omtrek (m) van het overgangswater of kustwater

Hectares

Oppervlakte (ha) van het overgangswater of kustwater

6.2.3 Rivieren

* Rivieren.shp / lijnenbestand van de rivieren

Als basis voor de rivieren werd de VHA genomen (versie van VHA van 02/02 / afdeling water, F. November). In de VHA zijn digitale bestanden samengebracht die betrekking hebben op stromend water en waterbeheer in Vlaanderen, en zijn oorspronkelijk gedigitaliseerd op 1/10.000 kaarten. De VHA dekt het volledige grondgebied van Vlaanderen, en het centrale beheer van dit bestand wordt waargenomen door AMINAL Afdeling Water (Ir. F. November, Afdeling Vlaams Brabant). Dit bestand wordt constant bijgewerkt na recente, nieuwe digitalisaties. Als basismateriaal voor dit project werd deze VHA als referentiebestand gebruikt voor de assen van de waterlopen. Uit het volledige aanbod van kaartlagen uit de VHA kozen wij het WLASVL2-bestand, omdat hieraan de meeste informatielagen toegevoegd zijn.

Het VHA-lijnenbestand is opgebouwd volgens een strikte methode. Het kleinste onderdeel waarin de as van een waterloop is opgedeeld, is het segment met een unieke en stabiele VHAS-code. Een of meerdere VHAS-segmenten samen vormen een waterloop van zijn bron tot zijn monding. Die volledige waterloop heeft dezelfde unieke VHAG-code. De opbouw van het lijnenbestand van de VHA laat toe lijn- en puntgegevens als zogenaamde 'events' aan de assen van de waterlopen te koppelen. Van deze eigenschap werd in dit project gebruik gemaakt om beschrijvende factoren van een beek/riviertraject aan het overeenkomstig digitaal waterlooptraject toe te kennen.

Binnen de VHA werd ook een digitale vorm van de hydrografische bekkens bijgevoegd. Dit bestand van grenzen van de stroomgebieden (VHAZON11 / polygonenbestand) werd oorspronkelijk gedigitaliseerd op basis van de hoogtelijnen op de 1/10.000 kaarten. De hydrografische bekkens zijn verder opgedeeld in de deelbekkens per zijwaterloop (polygonenbestand). Van deze polygonen kan in het GIS de oppervlakte berekend worden als maat voor de bekkengrootte. De bekkens en deelbekkens voor Wallonië werden opgevraagd (FUL-Arlon) voor correcte afbakening van de (deel)bekkens van de rivieren buiten het Vlaams Gewest.

Er werd tevens van het OCGIS-Vlaanderen een digitaal terreinmodel (DTM) voor heel Vlaanderen bekomen met pixelgrootte 20X20m, waarvoor per pixel de hoogteligging gegeven wordt. Met dit bestand werden vier bestanden gemaakt die een idee geven van de hoogteligging (0-5, 5-15, 15-50 en >50m boven zeeniveau) en de variatie daarin voor heel Vlaanderen. Een realistische foutschatting voor de hoogteligging bedraagt voor dit DTM-gridbestand ongeveer 1,5m, hetgeen voor de schaal van dit project (Vlaanderen) gepast is. Tijdens de analyses is echter gebleken dat dit bestand artefacten bevat die te wijten zijn aan wiskundige bewerkingen op het moederbestand. Voor de toekomst wordt onder coördinatie van OCGIS-Vlaanderen een DTM ontwikkeld met kleinere pixelgrootte op basis van luchtfoto's, maar voor dit typologie-project werd geopteerd voor het huidige beschikbare bestand.

Rivier	Ziv	Ziv2	Cat	Rivec	Riveloc	Riv	Rrivprop	Rivbnd	Rivbnd2	Rivbnd3
3901	OS21		2	4	100	0	Polderwaterloop	klein	Polderwaterloop	1
4304			8	4	100	0	Polderwaterloop	klein	Polderwaterloop	1
3997	OS114		3	4	100	0	Polderwaterloop	klein	Polderwaterloop	2
3997	OS114		3	4	100	0	Polderwaterloop	klein	Polderwaterloop	2
3997	OS114		3	4	100	0	Polderwaterloop	klein	Polderwaterloop	1
3997	OS21		2	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
28			0	4	100	0	Kanaal	klein	Kanaal	2
217			0	4	100	0	Polderwaterloop	klein	Polderwaterloop	2
3976	AG232		2	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3929	AG23		2	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
124	OS011		3	4	100	0	Polderwaterloop	klein	Polderwaterloop	1
35			0	4	100	0	Kanaal	klein	Kanaal	2
3975	AG232		2	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3929	AG23		2	4	100	0	Kleine beek Kampen	Middelgroot	Kleine beek Kampen	1
2			0	4	100	0	Overgangswaaien	Overgangswaaien	Overgangswaaien	0
3998			6	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3929	AG23		2	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	2
113			0	4	310	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3998			8	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
399			0	4	310	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	2
113			0	4	310	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
113			0	4	310	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
2			0	4	100	0	Overgangswaaien	Overgangswaaien	Overgangswaaien	0
397			0	4	310	0	Kanaal	klein	Kanaal	2
3998			6	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	2
3928	AG21		3	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3928			6	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
113			0	4	310	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3290			6	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
113			0	4	310	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3251	AG212		2	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3290			6	4	100	0	Kleine beek	klein	Kleine beek	1
2			0	4	100	0	Overgangswaaien	Overgangswaaien	Overgangswaaien	0
3298			0	4	100	0	Polderwaterloop	klein	Polderwaterloop	1
362			0	4	310	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3646			8	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
306			0	4	310	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	1
3238	AG21		3	4	100	0	Kleine beek Kampen	klein	Kleine beek Kampen	2

Figuur 15: Attributentabel van Rivieren.shp

De eerste velden in de attributentabel (figuur 15) zijn afkomstig van de standaard VHA-attributen (terug te vinden in de VHA). Voor de juiste betekenis wordt verwezen naar de toelichtende brochure verkrijgbaar bij Afdeling Water, Vlaams Brabant. De voor de typologie relevante velden zijn achtereenvolgens:

Bekenproje

Indeling volgens het bekenproject (Wils en Schneiders, 1996) gekoppeld aan de indeling volgens systeem A.

Systeema

De indeling volgens systeem A van de rivier.

Systeemb

De indeling volgens systeem B van de rivier.

Strahleror

De orde berekend volgens Strahler van de rivier.

6.3 Legendebestanden

De Legende-bestanden (arcviewlegend / avl) zijn:

Toegepast op 'Rivieren.shp':

rivsysta.avl

De indeling volgens Systeem A voor de rivieren

rivsystb.avl

De indeling volgens Systeem B voor de rivieren

Toegepast op 'Meren.shp':

Merensysta.avl

De indeling volgens Systeem A voor de meren

Merensystb.avl

De indeling volgens systeem B voor de meren

Toegepast op 'Overgangskust.shp':

Overkustsysta.avl

De indeling volgens Systeem A voor de Overgangswateren en Kustwateren

Overkustsystb.avl

De indeling volgens Systeem B voor de Overgangswateren en Kustwateren

6.4 Overige wateren

6.4.1 Kanalen

In het bestand 'Rivieren.shp' zijn de kanalen ook opgenomen, onder de waarde 'kanaal'. De kanalen hebben allen orde 1 gekregen. Omdat de meeste beschrijvende factoren geen relevantie bezitten voor deze klasse van waterlopen, zijn hier geen verdere attributen gegeven.

6.4.2 Restwateren

Omwille van blijvende vragen omtrent de typering van sommige wateren, werd een GIS-bestand gemaakt met de zogenaamde restwateren.

Hierin zijn opgenomen:

- * de Spuikom in Oostende,
- * de Achterhaven in Zeebrugge,
- * de kanaalzone Gent-Terneuzen.

* Rest.shp / polygonenbestand van de restwateren

Hiervan waren geen gedetailleerde gegevens beschikbaar bij het schrijven van dit rapport, en bijgevolg zijn enkel de oppervlakte (m² en ha) en de perimeter (m) zoals berekend in het GIS, gegeven als attribuut naast de naam van de wateren. Er werd nog geen beschrijving volgens systeem A of B gedaan binnen dit rapport.

7 Besluit

Tabel 12: Definitieve typenindeling voor de vier categorieën

Categorie	Typen binnen systeem A	GIS-Systeem A	Typen binnen systeem B	GIS-Systeem B
Rivieren	Klein Middelgroot Groot Zeer groot	'Rivieren.shp' met legende 'rivsysta.avl'	Zeer grote rivier Grote rivier Kleine rivier Grote beek Grote beek Kempen Kleine beek Kleine beek Kempen Polderwaterlopen Kunstmatige waterlopen	'Rivieren.shp' met legende 'rivsystb.avl'
Meren	Ondiepe meren Middeldiepe meren	'Meren.shp' met legende 'merensysta.avl'	Alkalische duinwateren Ionenrijke alkalische wateren Matig ionenrijke alkalische wateren Grote, diepe alkalische wateren IJzerrijke circumneutrale wateren Sterk gebufferde circumneutrale wateren Zwak gebufferde circumneutrale wateren Sterk zure wateren Zwak zure wateren Zeer licht brakke wateren	'meren.shp' met legende 'merensystb.avl'
Overgangswateren	Laaglandestuarium	'overgangskust.shp' met legende 'overkustsysta.avl'	Macrotidaal laaglandestuarium Mesotidaal laaglandestuarium	'overgangskust.shp' met legende 'overkustsystb.avl'
Kustwateren	Zeegat	'overgangskust.shp' met legende 'overkustsysta.avl'	Zeegat	'overgangskust.shp' met legende 'overkustsystb.avl'

De minimalistische visie (systeem A) laat niet toe om de ecologische verscheidenheid en hogere natuurwaarden op te nemen in het meetnet. De huidige maximalistische visie die tegelijk digitaal kan voorgesteld worden voor heel Vlaanderen, is te vinden in de systeemB-typing. Ook deze typing geeft momenteel nog niet alle ecologisch waardevolle details weer. Vanuit een pragmatische benadering is echter gekozen voor de hier beschreven systeem B-typing als eerste typologievoorstel naar Europa. Deze ontwerptypologie kan later bijgestuurd worden door de resultaten van de diverse studies naar referentiekaders voor de organismegroepen voorgesteld in de KRLW.

Om in latere stappen van de implementatie van de KRLW (cfr. Bijlage 1) aan een juiste beoordeling te kunnen doen van de hier voorgestelde typen zou meer gekeken moeten worden naar het voorkomen van verschillende ecotopen binnen het type. Deze zouden dan een watertype verder onderverdelen, en een weerspiegeling van de werkelijke variatie aan levensgemeenschappen binnen een bepaald type beter benaderen. Ook zouden ze een beeld van de ruimtelijke en temporele variatie geven binnen een bepaald type. De beschrijving geldt in zoverre als richtinggevend voor de milieu-omstandigheden waaronder het type zich optimaal ontwikkelt, dat het de natuurlijke ecologische situatie betreft van het watersysteem. Kenmerkende (doel)soorten als weerspiegeling van specifieke milieu-omstandigheden worden in dergelijke detailtypingen ook opgegeven. Als vergelijking kunnen de achtergronddocumenten van het werk van Verdonschot (2000) in Nederland en de opmaak van een systematiek voor de natuurtypen in Vlaanderen dienen (Wils (1998),

Envico (2001)). Een voorbeeld van een grondige detaillering naar ecotopen is te vinden in de rapportage rond het Grensmaasproject (Van Looy & De Blust, 1998).

Op basis van dit type van referentie-onderzoek kan aldus een leidraad gevormd worden bij het onderverdelen van de verschillende typen in ecotoop-gekoppelde subeenheden, zonder dat dit aanleiding geeft tot een verhoging van het aantal typen zelf. Als een bepaald type wordt beoordeeld door vergelijking met een referentietype moet het volledige gamma aan ecotopen dat geacht wordt voor te komen in het referentietype bestreken worden. Door monitoring van alle ecotopen binnen het type kan dan gerapporteerd worden binnen hetzelfde type. In de beoordelingsstap van de KRLW is er immers ruimte om één type nog verder te karakteriseren op basis van andere, bijkomende descriptorren indien dit wenselijk is voor een correcte beoordeling van dat type (vergelijk in dit opzicht figuur 5, waar in de typologie van de meren volgens systeem B, op een laatste niveau de factor 'trofie' bijgevoegd is, zonder het aantal types te verhogen).

8 Literatuur

Claessens J. 1988. Het hydraulisch regime van de Schelde. *Water*, nr. 43.

COAST-guidance: Guidance on the development of typology and classification systems for transitional and coastal waters. Version 2. Draft for comments by Working group.

Colazzo S., Baert P., Valck F. & Bauwens D. 2002. Kwantificeren van recente veranderingen in status van amfibieën en hun biotopen in het landelijk gebied. Opgemaakt in het kader van het Vlaams impulsprogramma natuurontwikkeling (VLINA00/02).

Cushing, C.E., & Allan, J.D. 2001. *Streams: their ecology and life*. Academic Press, California.

Denys L., Moons V. & Veraart B. (red.) 2000. Ecologische typologie en onderzoek naar een geïntegreerde evaluatiemethode voor stilstaande wateren op regionale schaal: hoekstenen voor ontwikkeling, herstel en opvolging van natuurwaarden. Eindverslag VLINA97/02. Deel 1 (Tekst), delen 2 en 3 (Bijlagen), Universiteit Antwerpen.

Envico 2001. Opmaak van een systematiek natuurtypen in Vlaanderen: stilstaande wateren. Envico, Mechelen (conceptrapport). Studie in opdracht van Ministerie van de Vlaamse gemeenschap; Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, Afdeling Natuur.

Getijtafels voor Oostende, Zeebrugge, Vlissingen, Prosperpolder en Antwerpen 2002. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Waterwegen Kust en Maritieme Schelde.

Huet M. 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Revue Suisse d'Hydrobiologie* 11 (3/4) pp.332-351.

Illies, J. 1978. *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Johnson R. 2001. Defining reference conditions and setting class boundaries in ecological monitoring and assessment. Background document of the EU-funded REFCOND-project for the Water framework directive.

Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F. & Van Tongeren O.F.R. 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc, Wageningen.

Kaderrichtlijn Water Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.

Klijn F. 1994. Ecosystem classification for environmental management. Kluwer Academic Publishers, London.

Kusler, J.A., & Brooks, G. (eds.) 1988. Wetland hydrology. Association for State Wetland Managers, Berne.

Moss, B., Johnes, P. & G. Philips, 1996. The monitoring of ecological quality and the classification of standing waters in temperate regions: a review and a proposal based on a worked scheme for British waters. *Biol. Rev.* 71: 301-319.

Penninckx N. 2001. Aanzet tot een grondwatertypologie voor Vlaanderen. Eindwerk voor het behalen van de graad van licentiaat in de biologie, Katholieke Universiteit Leuven.

Petts G. & Calow P. 1996. River flows and channel forms. Blackwell Science Ltd., Oxford

Provoost S. & Hoffmann M. 1996. Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust. Deel 1: Ecosysteembeschrijving. Studie in opdracht van Ministerie van de Vlaamse gemeenschap; Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, Afdeling Natuur. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

REFCOND-guidance 2002. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters (in draft documents / first, second and third).

Schumm, S.A., Mosley, M.P. & Weaver, W.E. 1987. Experimental fluvial geomorphology. Wiley Interscience Publication. Wiley, New York.

Sevenant M., Menschaert J., Couvreur M., Ronse A., Heyn M., Janssen J., Antrop M., Geypens M., Hermy M. & De Blust G. 2002. Ecodistricten: Ruimtelijke eenheden voor gebiedsgericht milieubeleid in Vlaanderen. Studieopdracht in het kader van actie 134 van het Vlaams Milieubeleidsplan 1997-2001. In opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Milieu, Natuur, Land- en Waterbeheer.

Triest, L., De Pauw, N. & Belpaire, C. 2001. Vergelijking van bio-indicatoren voor de ecologische evaluatie van waardevolle bovenstroomse beektrajecten. Rapport VLINA 00/08. Labo voor Algemene Plantkunde en Natuurbeheer (VUB), Labo voor Biologisch onderzoek van waterverontreiniging (Universiteit Gent), Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW), in opdracht van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling.

Van Damme S., Ysebaert, T., Meire, P. & Van den Bergh, E. 1999. Habitatstructuren, waterkwaliteit en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99/24, Brussel.

Van Landuyt, W., Heylen, O., Van den Bremt, P. & Baeté, H. 2000. Verspreiding en evolutie van de botanische kwaliteit van ecotopen: gemeten aan de hand van combinaties van indicatorsoorten uit Florabank. Rapport VLINA 96/02. Flower V.Z.W., Instituut voor Natuurbehoud, Nationale Plantentuin van België en Universiteit Gent, in opdracht van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling.

Van Looy K. & De Blust G. 1998. Ecotopenstelsel Grensmaas. Een ecotopenindeling, vegetatietypering en referentiebeschrijving als onderbouwing voor de monitoring van het Levende Grensmaas-project. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Vannote R. L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 37: 130-137.

Verdonschot P. 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren, deel 2, Beken. ALTERRA Rapport EC-LNV AS-02, Wageningen.

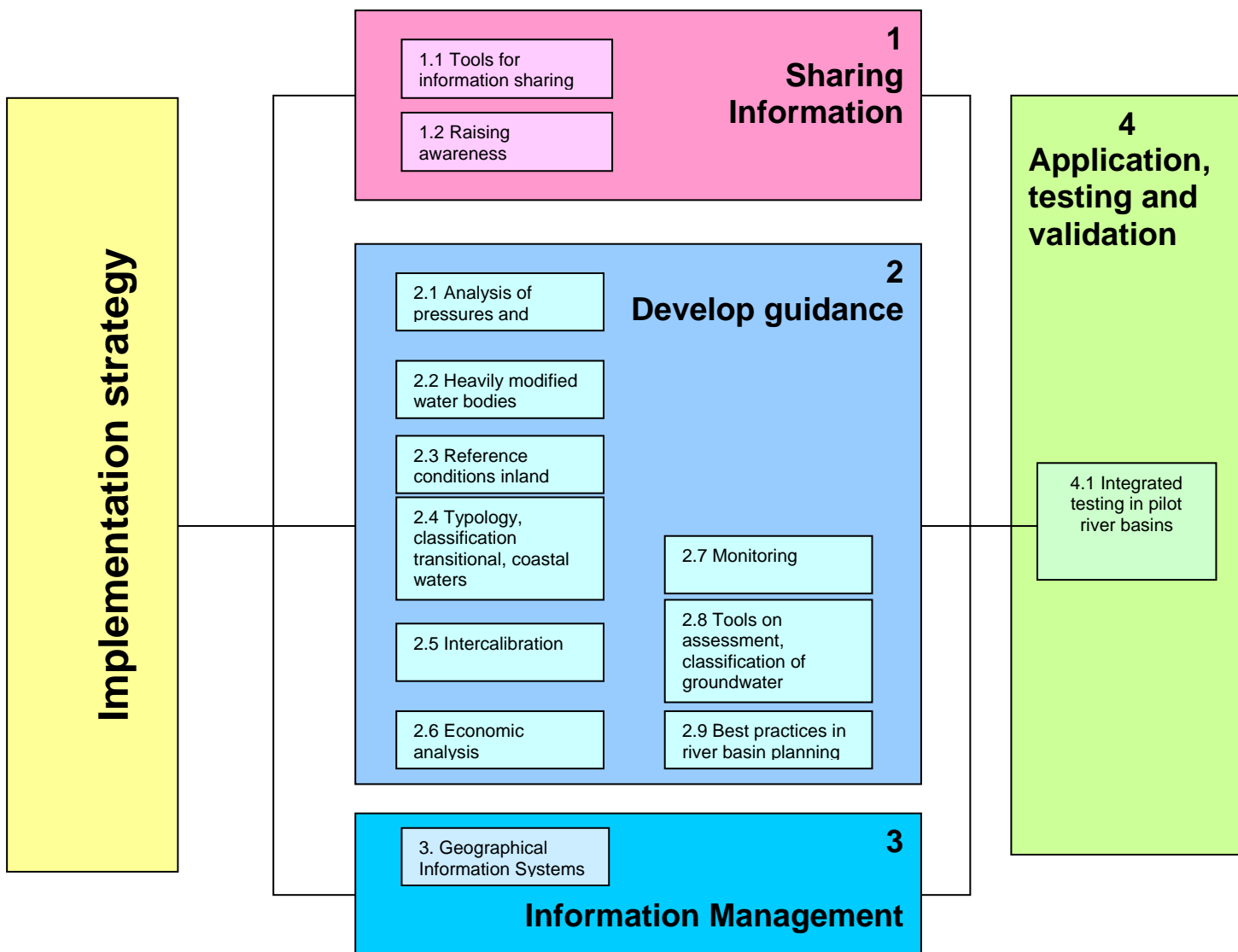
Wasson, J.G., Chandesris, A., Pella, H. & Souchon, Y. 2002. Définition des hydroécorégions françaises. Méthodologie de détermination des conditions de référence au sens de la Directive Cadre pour la gestions des eaux. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

Wils, C., 1998. Opmaak van een systematiek natuurtypen in Vlaanderen: 1. waterlopen. Universitaire Instelling Antwerpen (UIA), departement Biologie in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, Afdeling Natuur (Onderzoeksopdracht MINA/102/98/02).

9 Bijlagen

9.1 Bijlage 1: Overzicht van de Europese werkgroepen die de handleidingen uitwerken voor de implementatie van de kaderrichtlijn water

(uit "Strategic document: common strategy on the implementation of the water framework directive" 2 mei, 2001)



9.2 Bijlage 2: Links met internationale projecten en websites

Op Europees niveau wordt aan de begeleiding van de KRLW gewerkt via een 'Common strategy on the implementation of the Water Framework Directive (CIS)' (REFCOND-guidance, first draft). Het hoofddoel van deze begeleiding is dat alle lidstaten de KRLW op gelijk(w)aardige wijze interpreteren en uitvoeren, om te komen tot een duurzaam beleid rond alle vormen van waterbeheer. Hiertoe werden een aantal projecten opgestart waaraan werkgroepen verbonden zijn, samengesteld uit afgevaardigden van alle geïnteresseerde lidstaten. De werkgroepen **REFCOND** (CIS 2.3) en **COAST** (CIS 2.4) hebben als taak het ontwikkelen van handleidingen ('Guidance documents') aangaande typologie, referentiesituatie, beoordeling van de ecologische status van meren en rivieren respectievelijk kust- en overgangswateren. Deze handleidingen zijn nog in een ontwerpfase, maar toch werd er bij de indeling in typen van de Vlaamse oppervlaktewateren zoveel mogelijk naar teruggekoppeld.

Binnen het Fifth Framework Programme van de Europese Gemeenschap worden verschillende biologische classificatiemethoden (waaronder de KRLW) op elkaar afgestemd in de werkgroep Standardisation of river-classification (STAR). Dit project loopt af in 2002 en zal als webpresentatie beschikbaar zijn in 08/2002 (<http://www.eu-star.at/>).

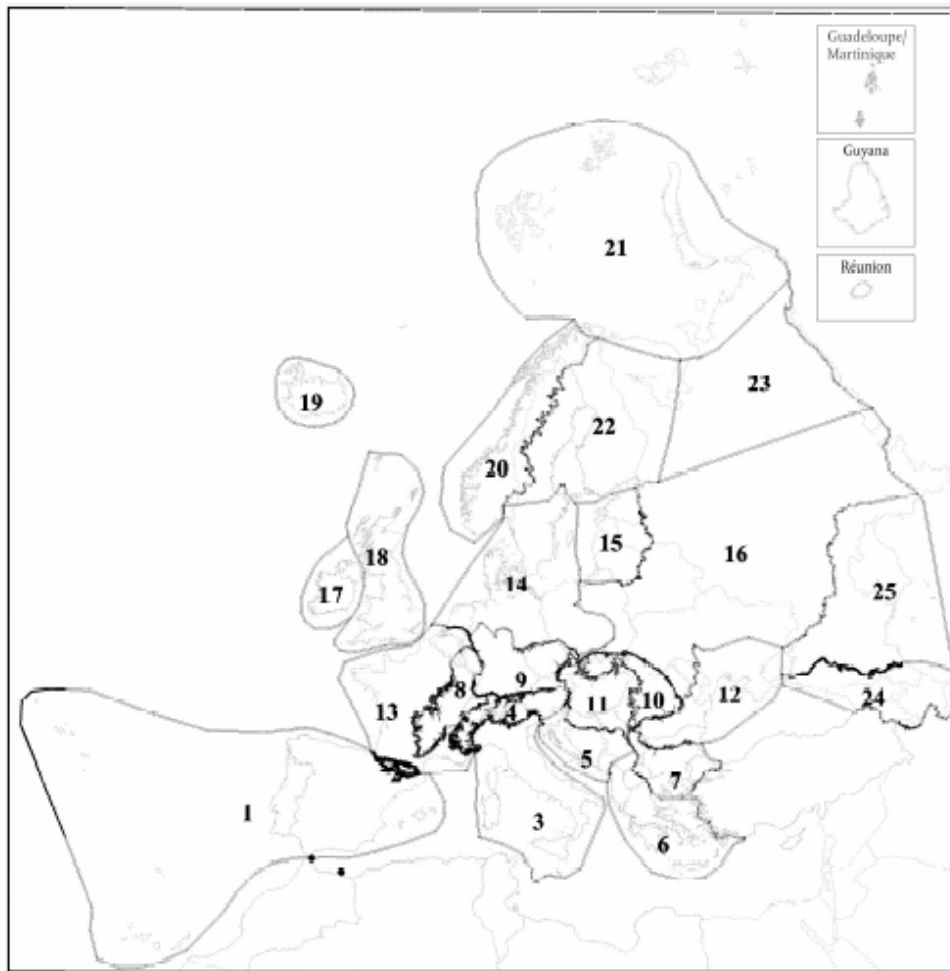
Op Europees niveau werd tussen 03/2000 en 02/2002 een ecologisch beoordelingsstelsel uitgewerkt voor rivieren binnen het AQEM-consortium van 8 Europese landen (<http://www.aqem.de/>). De ecologische beoordeling is uitgewerkt op basis van benthische macroinvertebraten. De typologie gebruikt de KRLW-criteria voor de afbakening van de verschillende types waterlopen uit Annex II, 1.2.1. Een type wordt beoordeeld door vergelijking met een typespecifieke referentiesite, en krijgt één van de ecologische kwaliteitsklassen van 5 (goed) tot slecht (1). De AQEM-procedure bevat alle stappen van bemonstering tot dataverwerking, en kan een grondige leidraad zijn voor de ontwikkeling van de typologie per lidstaat. De ontwikkelde methodologie is echter nog niet aangepast na tests op lidstaatniveau.

Het project BIOMAN (Biodiversity and Human impact in shallow lakes) (coördinatie KULeuven) ontwikkelt methoden voor het inschatten en voorspellen van biodiversiteit in meren en poelen. Het project loopt van 02/2000 tot 02/2003 en bemonstert 96 meren in een Noord-Zuid transect doorheen heel Europa. De onderzochte levensgemeenschappen worden getest op taxonomische en genetische diversiteit. Ook worden modellen opgezet om indexen af te leiden die toekomstige beheersvraagstukken kunnen helpen beoordelen.

Specifiek voor visinventarisatie loopt internationaal het project Fishbased Assessment Method for the Ecological status of European Rivers (FAME). Het project startte in januari 2002 en zal afgerond zijn in November 2004. Zoals de naam aanduidt gaat het over een beoordelingsmethode van de ecologische kwaliteit van rivieren gebaseerd op visfauna. De methode, die toepasbaar moet zijn doorheen heel Europa, wordt uitgewerkt door partners uit 16 van de 25 Europese ecoregio's. Het project wordt geleid door de BOKU (Wenen), en wordt binnen Vlaanderen opgevolgd door het IBW (Jan Breine, Ilse Simoens, IBW Groenendaal). Het FAME-project is verankerd in de STAR-inventarisatie van beoordelingsmethodes.

9.3 Bijlage 3: Kaart ecoregio's volgens systeem A

Kaart A: Ecoregio's voor meren en rivieren

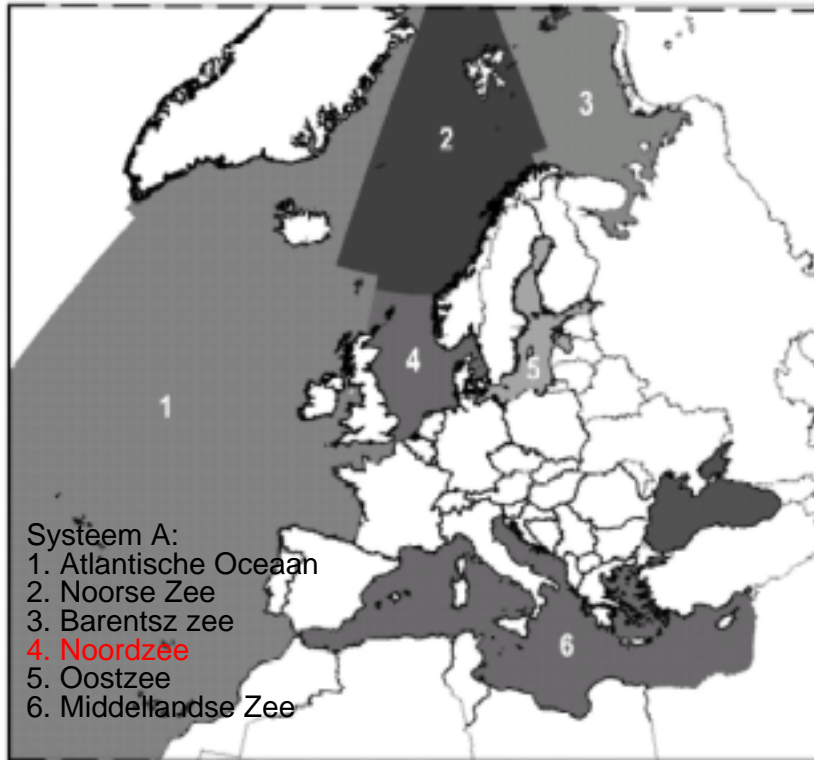


KAART A

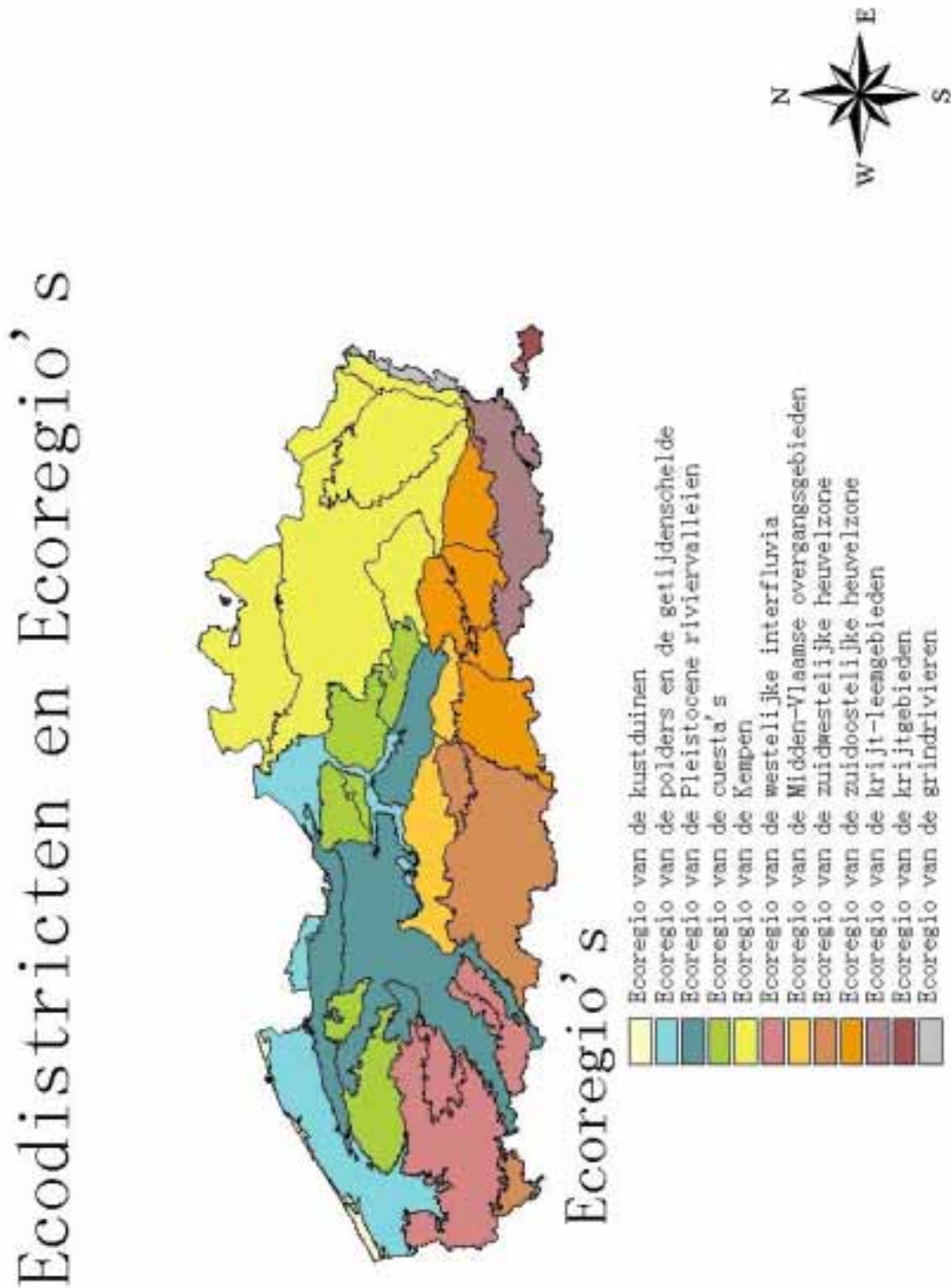
Systeem A: Ecoregio's voor rivieren en meren

1. Iberisch-Macaronesische regio
2. Pyreneeën
3. Italië, Corsica en Malta
4. Alpen
5. Dinarische Westelijke Balkan
6. Helleense Westelijke Balkan
7. Oostelijke Balkan
8. Westelijke Hooglanden
9. Centrale hooglanden
10. De Karpaten
11. Hongaarse laaglanden
12. Zwarte-Zeeregio
13. Westelijke vlakten
14. Centrale vlakten
15. Baltische provincie
16. Oostelijke vlakten
17. Ierland en Noord-Ierland
18. Groot-Brittannië
19. IJsland
20. Boreale achterland
21. Toendra
22. Fennoscandie
23. Taiga
24. Kaukasus
25. Kaspische depressie

Kaart B: ecoregio's voor overgangswateren en kustwateren

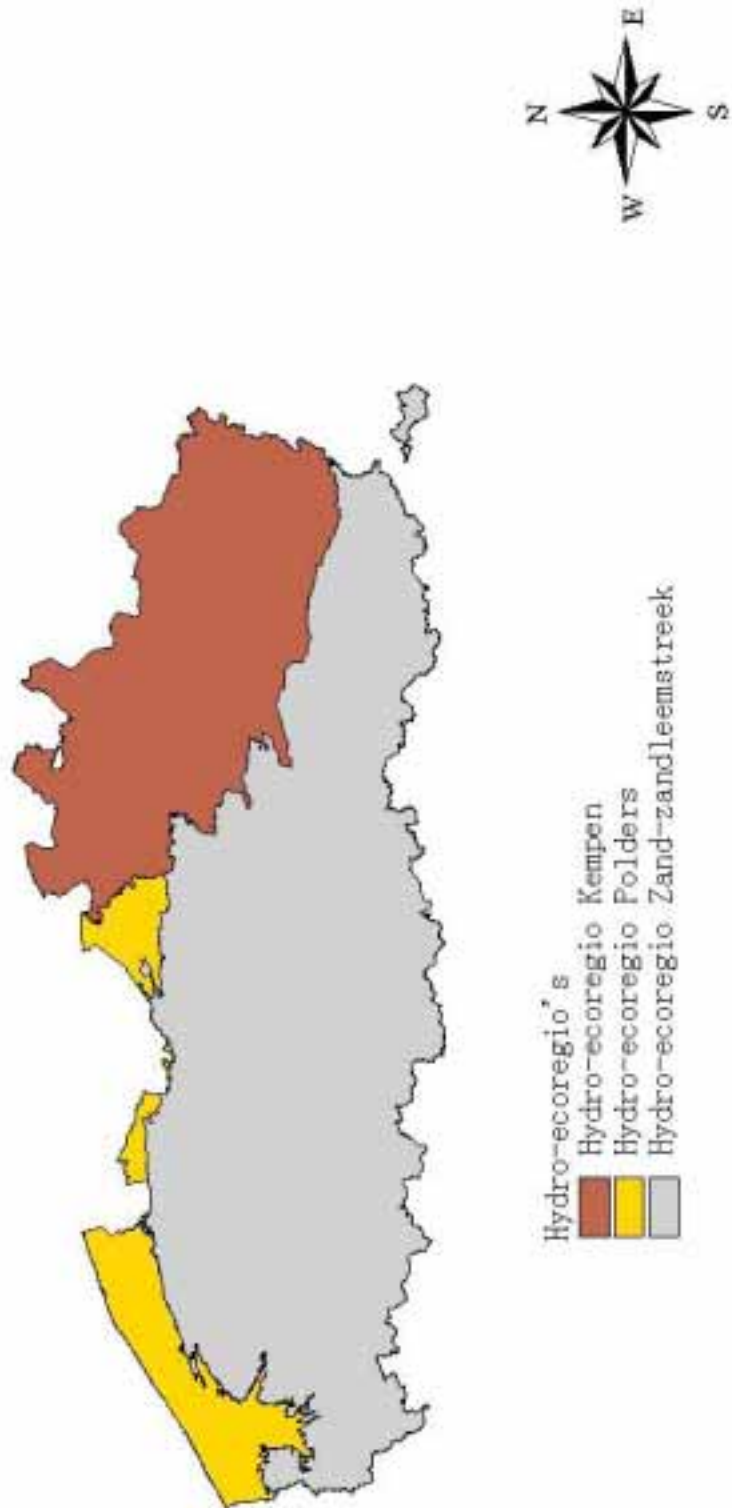


9.4 Bijlage 4: Voorstel tot afbakening Ecoregio's en Hydro-ecoregio's in Vlaanderen



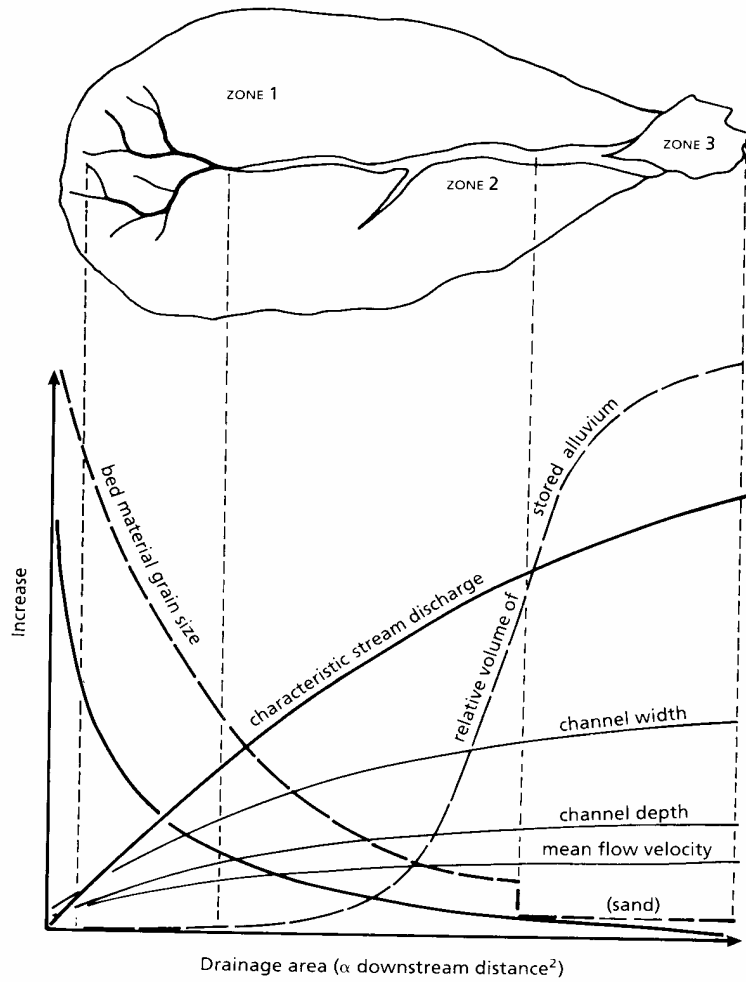
Kaart A: Ecodistricten (afbakening zwarte lijnen) en Ecoregio's (kleurvelden) (bron: Sevenant et al., 2002)

Hydro-ecoregio's Vlaanderen

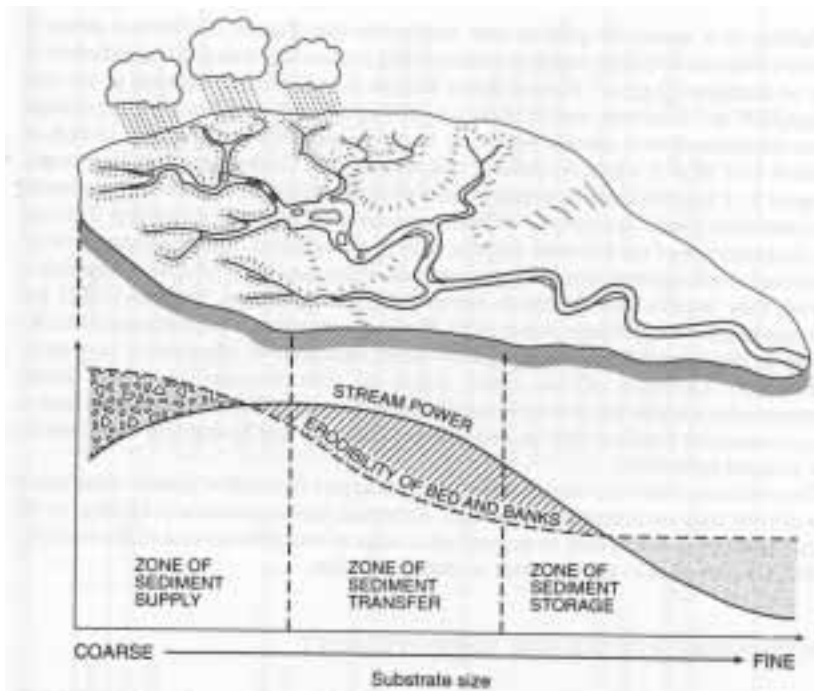


Kaart B: Voorstel voor hydro-ecoregio's binnen Vlaanderen

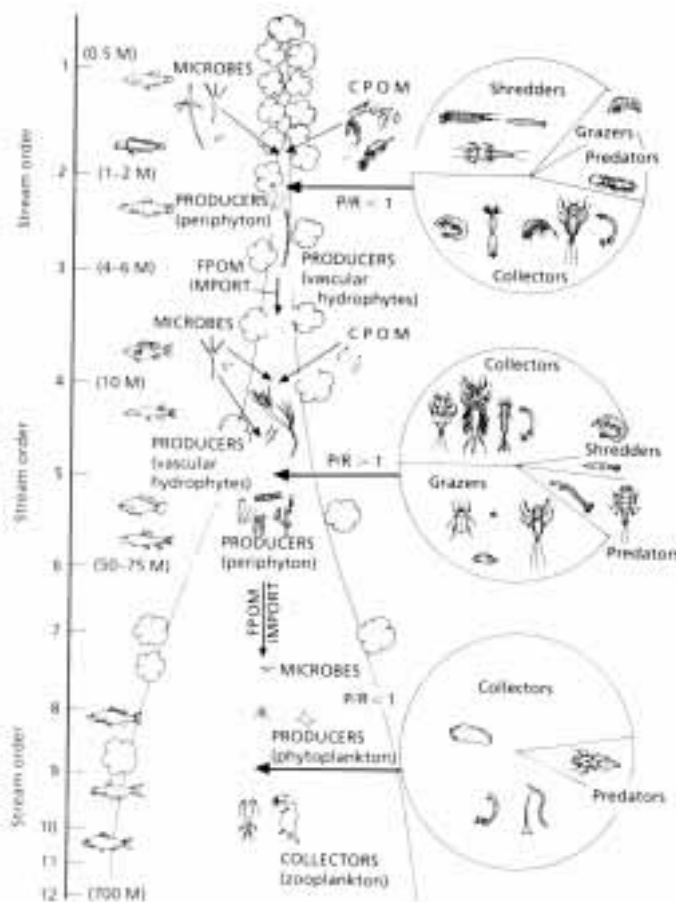
9.5 Bijlage 5: Voorbeelden van longitudinale zoneringen



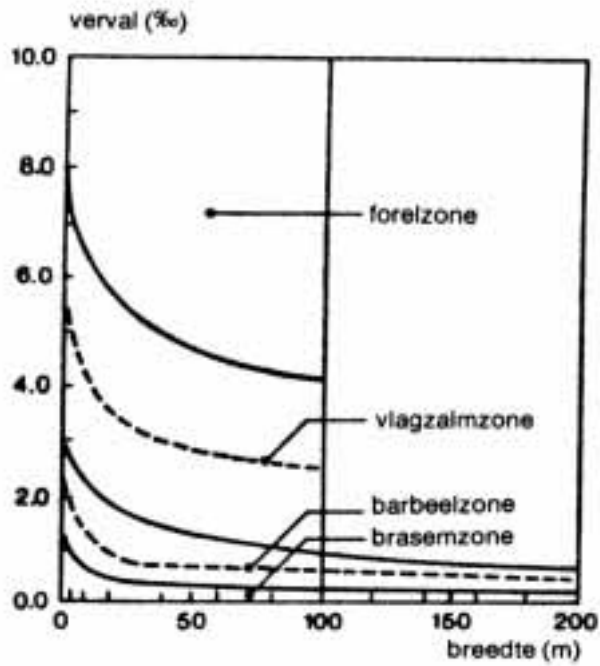
Figuur A: Indeling op basis van rivierkenmerken langsheen de longitudinale gradiënt (Schumm, 1987)



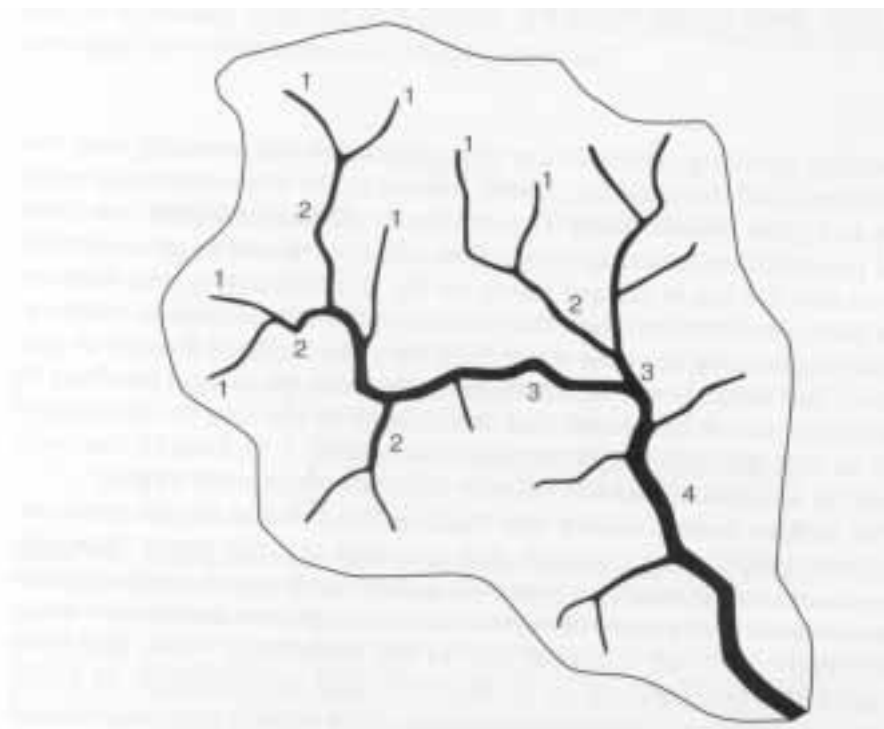
Figuur B: Indeling op basis van geomorfologische processen (Kusler & Brooks, 1988)



Figuur C: Het river-continuum concept: Levensgemeenschappen en in hun functionele relaties tot het rivierecosysteem (naar Vannote in Petts & Calow, 1996).



figuur D: Huet-zonering: relatie tussen de visfauna en de breedte/diepte verhouding van de rivier (Huet,1944)

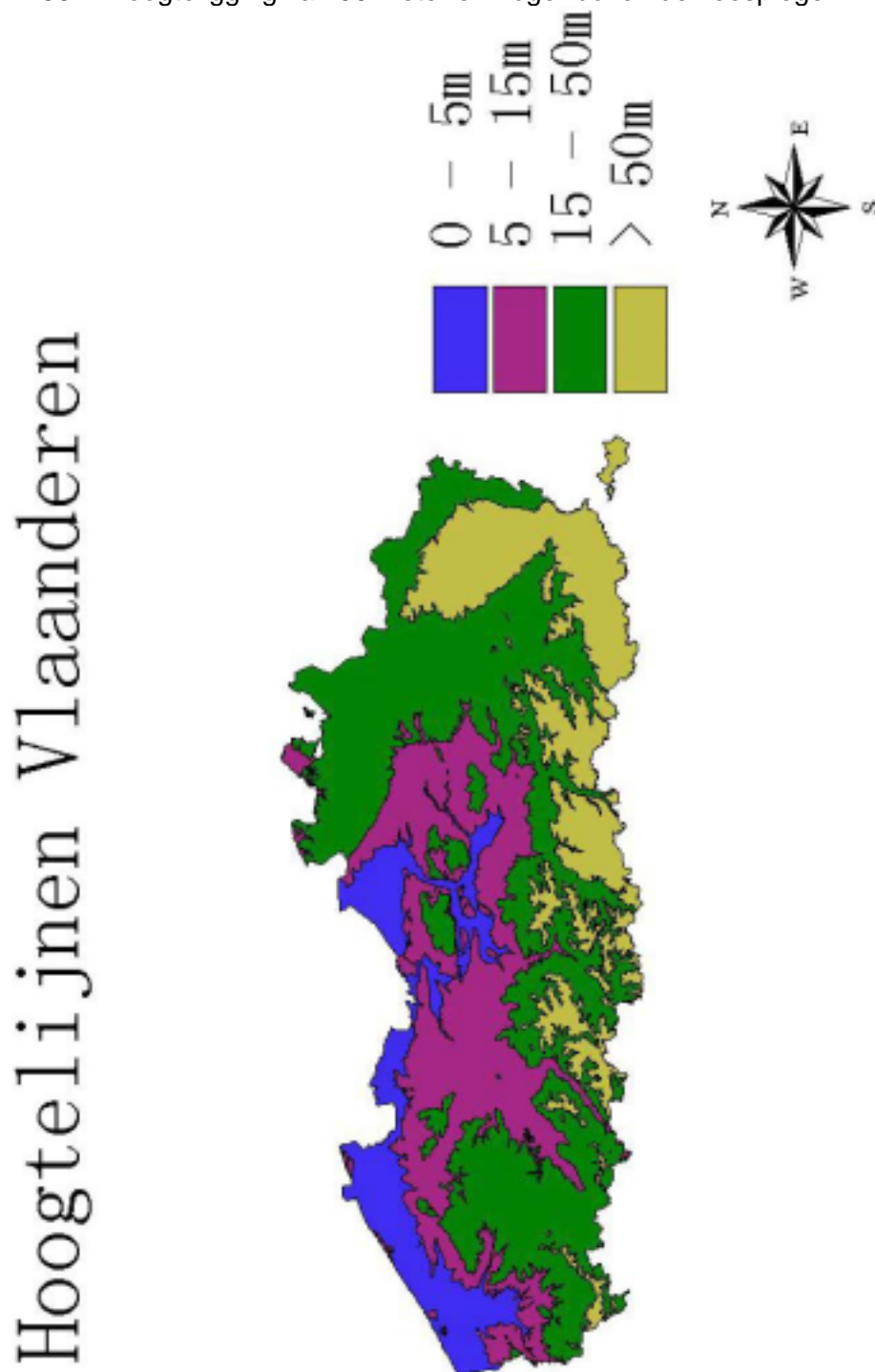


Figuur E: Indeling in klassen gebruik makend van Strahler-orde (naar Cushing & Allan, 2001)

9.6 Bijlage 6: Hoogteligging

Vier kleurvlakken die informatie geven over de hoogteligging:

- * 0 – 5m: hoogteligging van 0 tot 5 meter boven de zeespiegel
- * 5 - 15m: hoogteligging van 5 tot 15 meter boven de zeespiegel
- * 15 – 50m: hoogteligging van 15 tot 50 meter boven de zeespiegel
- * > 50m: hoogteligging van 50 meter en hoger boven de zeespiegel



Kaart A: Hoogtelijnen voor Vlaanderen voor vier hoogteklassen (bron: OC-GIS, Vlaanderen)

9.7 Bijlage 7: Definities en Afkortingen

oppervlaktewaterlichaam: een onderscheiden oppervlaktewater van aanzienlijke omvang, zoals een meer, een waterbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een deel van een stroom, rivier of kanaal, een overgangswater of een strook kustwater;

rivier: een binnenwaterlichaam dat grotendeels bovengronds stroomt, maar dat voor een deel van zijn traject ondergronds kan stromen;

meer: een massa stilstaand landoppervlaktewater;

overgangswater: een oppervlaktewaterlichaam in de nabijheid van een riviermonding dat gedeeltelijk zout is door de nabijheid van kustwateren, maar dat in belangrijke mate door zoetwaterstromen beïnvloed wordt;

kustwateren: de oppervlaktewateren, gelegen aan de landzijde van een lijn waarvan elk punt zich op een afstand bevindt van één zeemijl zeewaarts van het dichtstbijzijnde punt van de basislijn vanwaar de breedte van de territoriale wateren wordt gemeten, zo nodig uitgebreid tot de buitengrens van een overgangswater

kunstmatig waterlichaam: een door menselijke activiteiten tot stand gekomen oppervlaktewaterlichaam

sterk veranderd waterlichaam: een oppervlaktewaterlichaam dat door fysische wijzigingen ingevolge menselijke activiteiten wezenlijk is veranderd van aard zoals door de lidstaten aangeduid overeenkomstig de bepalingen van bijlage II van de KRLW;

IBW: Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

IN: Instituut voor Natuurbehoud

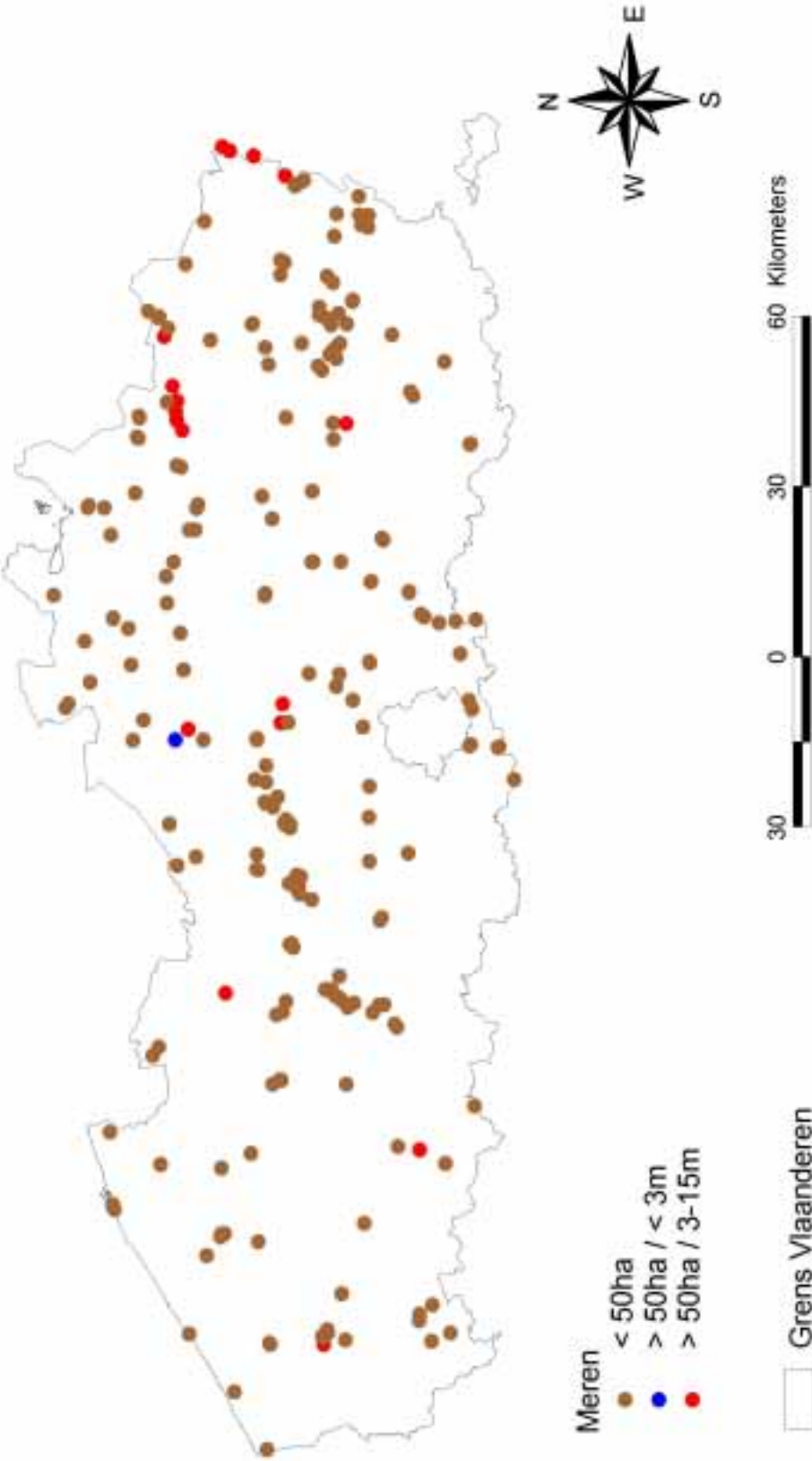
VMM: Vlaamse Milieumaatschappij

AWZ: Administratie Waterwegen en Zeewezen

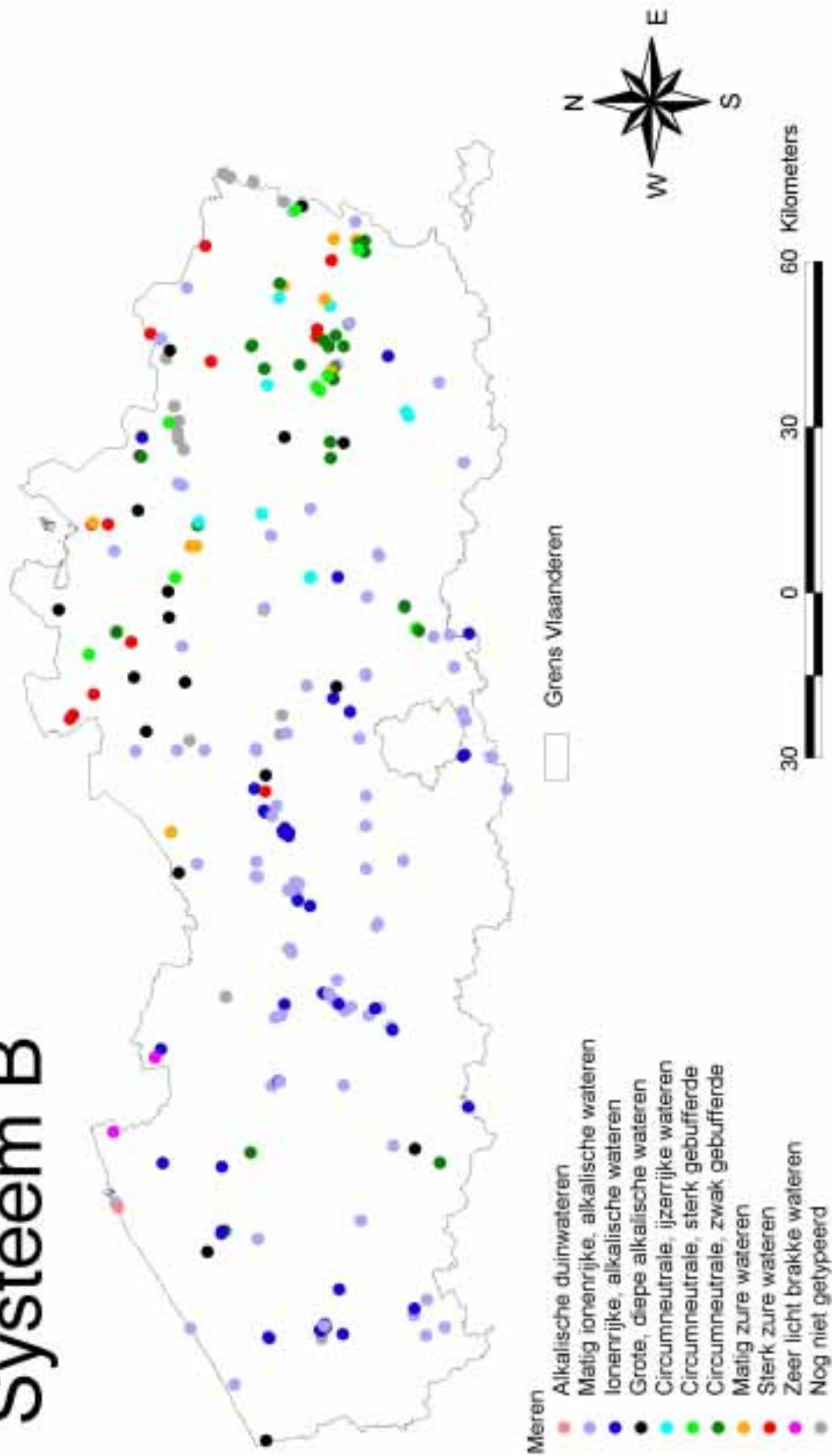
KBIN: Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen

KRLW: Kaderrichtlijn Water

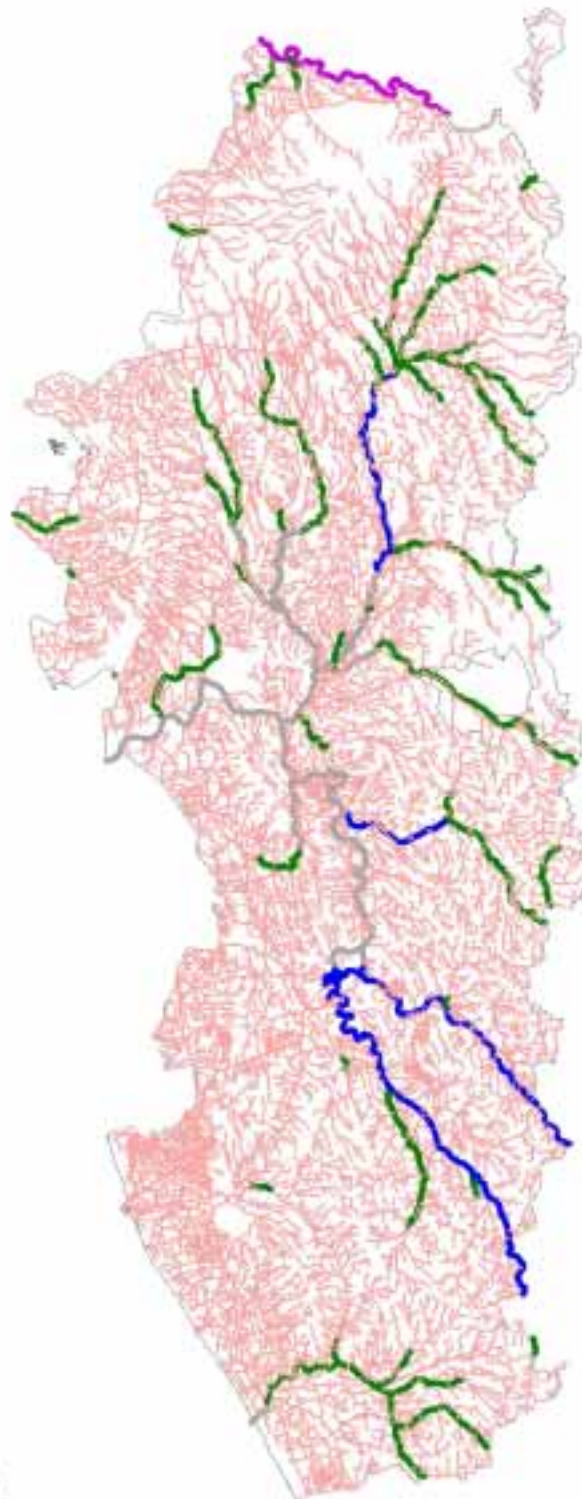
Meren Systeem A



Meren Systeem B



Rivieren Systeem A

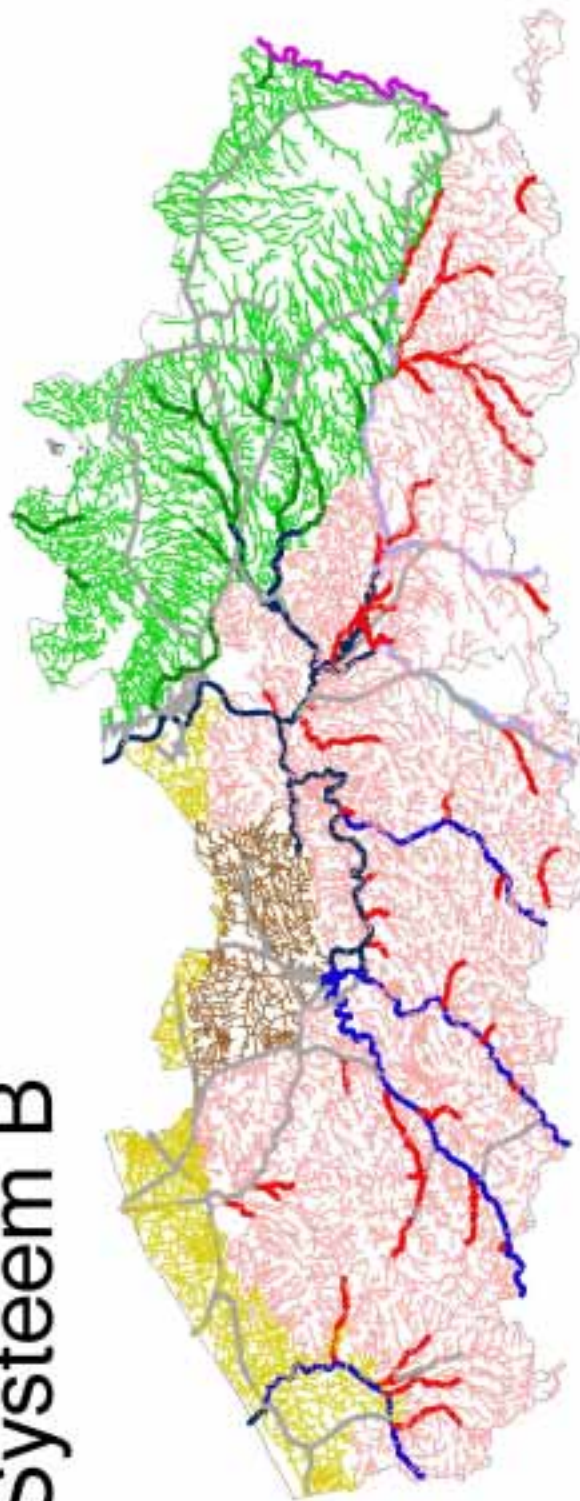


Rivieren
Klein
Middelgroot
Groot
Zeer groot

Overgangswateren
Grens Vlaanderen



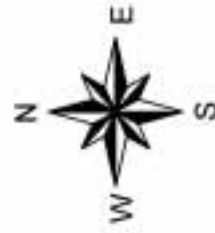
Rivieren Systeem B



- Rivieren
- Kleine beek
 - Grote beek
 - Kleine rivier
 - Grote rivier
 - Maas
 - Polderwaterloop

- Wateren van de Gentse kanaalzone
- Overgangswateren
- Kanalen

Grens Vlaanderen



Overgangswateren Kustwateren Systeem A



Overgangswateren Kustwateren Systeem B



Overgangswateren
Macrotidaal Laaglandestuarium
Mesotidaal Laaglandestuarium
Kustwateren
Zeegat

□ Grens Vlaanderen



Restwateren

