



Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen

TECHNISCH RAPPORT

Hoofdstuk 25

Ecosysteemdienst regulatie van waterkwaliteit

Dirk Vrebos, Jan Staes, Sander Jacobs, Kris Van Looy, Patrick Meire

Auteurs:

Dirk Vrebos, Universiteit Antwerpen
Jan Staes, Universiteit Antwerpen
Sander Jacobs, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Kris Van Looy, IRSTEA/INBO
Patrick Meire, Universiteit Antwerpen

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070
www.inbo.be

e-mail:

sander.jacobs@inbo.be; dirk.vrebos@uantwerpen.be

Wijze van citeren:

Vrebos, D., Staes, J., Jacobs, S., Van Looy, K. en Meire, P. (2014). Hoofdstuk 25 – Ecosysteemdienst regulatie van waterkwaliteit. (INBO.R. 2014.2001010). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M. 2014.1988582, Brussel.

D/2014/3241/167

INBO.R.2014.2001010

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Overstort op de Schelde (Yves Adams/Vildaphoto)



De andere hoofdstukken van het Natuurrapport 'Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen - Technisch rapport' kunt u raadplegen op www.nara.be.

Hoofdstuk 25 – Ecosysteemdienst regulatie van waterkwaliteit

**Dirk Vrebos, Jan Staes, Sander Jacobs, Kris Van Looy, Patrick
Meire**

INBO.R.2014.2001010

Hoofdlijnen

- De ecosysteemdienst regulatie waterkwaliteit (mbt. nutriënten) wordt optimaal geleverd in de overgang tussen zuurstofrijke en zuurstofarme omstandigheden in de (water)bodem of in het sediment, hetgeen vaak voorkomt in moerassige gebieden.
- De mechanismen van nutriëntenverwijdering en hun biologische componenten zijn vrij goed gekend, maar door de grote ruimtelijke variatie moeilijk in kaart te brengen op grote schaal.
- De vraag naar stikstof- en fosfor-verwijdering uit afval- en oppervlaktewater is erg hoog door de hoge emissies van nutriënten door huishoudens, industrie en landbouw naar het milieu, en de daaruit volgende slechte toestand van de waterlichamen.
- Een groot deel van de huishoudelijke en industriële vuilvracht wordt gezuiverd in waterzuiveringsstations, maar deze zuivering is momenteel niet voldoende om, samen met het huidige zelfzuiverend vermogen aan de kwaliteitsnormen voor oppervlaktewater (vraag) te voldoen.
- Het vermogen tot regulatie van waterkwaliteit door ecosystemen wordt verlaagd door hun slechte ecologische en hydromorfologische toestand.
- Weloverwogen morfologische en hydrologische ingrepen in oeverzones en waterlopen kunnen het zelfzuiverend vermogen van ecosystemen sterk doen toenemen en kunnen een mogelijk efficiënte maatregel zijn om de waterkwaliteit verder te verbeteren.
- Een monetaire waardering van regulatie waterkwaliteit is eventueel mogelijk via vermeden boetes of het milieukostenmodel, maar de grootste waarde van deze dienst ligt echter in het ondersteunen van een (verbeterde) levering van andere ecosysteemdiensten.
- Een verbeterde ecologische en morfologische toestand van waterlopen en oeverzones kan mee zorgen voor een hogere biodiversiteitswaarde en een betere levering van andere ecosysteemdiensten.
- De dienst regulatie waterkwaliteit, met de maatregelen qua aanbod, vraag en gebruik, valt beleidsmatig perfect onder de kaderrichtlijn water en gerelateerde normen en beheermaatregelen.
- De grote hoeveelheden beschikbare data en indicatoren zouden mits doorgedreven analyse, aanvullend onderzoek en invulling van een aantal belangrijke kennislücken gebruikt kunnen worden om effectieve indicatoren voor deze ecosysteemdienst te ontwikkelen.

Inhoudsopgave

Hoofdpijnen.....	4
Inhoudsopgave	5
1. Inleiding	6
1.1. Belang van de regulatie van waterkwaliteit.....	7
1.2. Potentieel aanbod & gebruik	10
1.3. Technologische Waterzuivering	11
1.4. Stikstof- en fosforverwijdering door ecosystemen.....	12
Kader 1: Stikstofverwijdering.....	14
Kader 2: Fosforverwijdering.....	17
2. Toestand en Trend Regulatie van Waterkwaliteit.....	19
2.1. Toestand en trend van aanbod en gebruik.....	19
Kader 3: Indicator Aanbod denitrificatie	22
2.2. Toestand en trend van vraag naar regulatie van waterkwaliteit	24
2.3. Conclusie Toestand en trend.....	33
3. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD.....	34
4. Impact op biodiversiteit.....	37
5. Maatschappelijk welzijn en waardering	39
6. Interacties huidig en toekomstig ESD-gebruik.....	40
7. Kennislacunes	44
Lectoren	47
Referenties.....	48

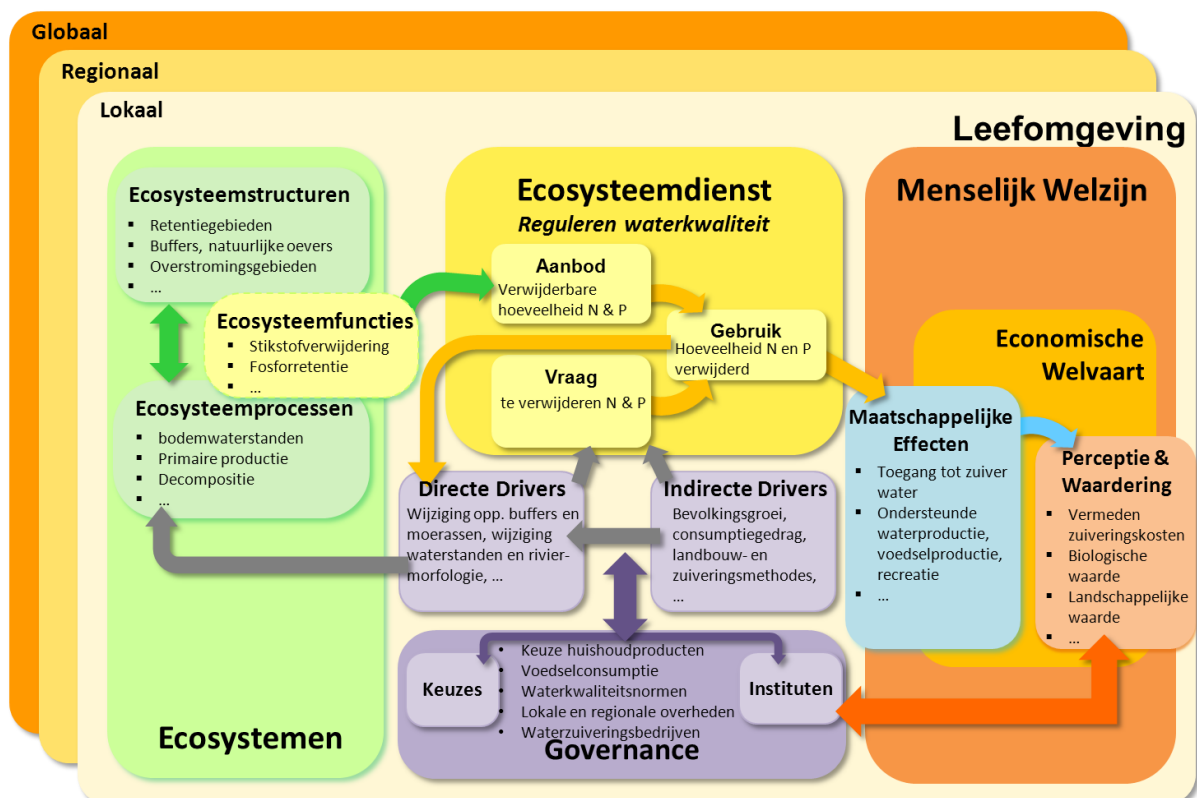
1. Inleiding

Het natuurrapport dat in 2014 wordt uitgebracht, bespreekt de toestand en trends van ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Ecosysteemdiensten (ESD) zijn *de bijdragen die ecosysteemstructuren en -processen - in combinatie met andere bijdragen - leveren aan menselijk welzijn* (Burkhard et al 2012). Deze bijdragen kunnen zowel materiële als immateriële goederen en diensten zijn. De maatschappelijke effecten van die stroom van goederen en diensten (voedsel, veiligheid, gezondheid, ...) beïnvloeden de omvang en verdeling van welvaart en welzijn. Een *ecosysteemfunctie* (een deelverzameling van structuren en processen welke mogelijk een dienst leveren) wordt pas een *ecosysteemdienst* wanneer er een menselijke *vraag* aanwezig is. Het *gebruik* van de dienst vereist meestal ook een investering (vb. verbouwen en oogsten gewas), zelfs al is deze soms minimaal (vb. een verplaatsing naar een recreatiegebied). In dit natuurrapport worden de toestand en trend van 16 ecosysteemdiensten in Vlaanderen beschreven: Voedselproductie, Wildbraadproductie, Houtproductie, Productie van energiegewassen, Waterproductie, Bestuiving, Plaagbeheersing, Behoud van de bodemvruchtbaarheid, Regulatie van luchtkwaliteit, Regulatie van geluidsoverlast, Regulatie van erosierisico, Regulatie van overstromingsrisico, Kustbescherming, Regulatie van het globaal klimaat, Regulatie van waterkwaliteit en Groene ruimte voor buitenactiviteiten. De 16 ecosysteemdiensten worden in afzonderlijke hoofdstukken besproken. Al deze diensten worden geanalyseerd op basis van het NARA-analysekader (Figuur 1). In de thematische hoofdstukken worden onderzoeksvragen over de verschillende ESD-hoofdstukken heen beantwoord.

Dit hoofdstuk bespreekt de ecosysteemdienst *regulatie van waterkwaliteit*.

De ecosysteemdienst regulatie van de waterkwaliteit beschrijft het aanbod, de vraag en het gebruik van een goede chemische toestand van waterlichamen wat betreft nutriëntenconcentraties (Haines-Young et al 2013).

Na het situeren van het belang van de dienst in Vlaamse context (deel 1.1) en het aanbod, gebruik en de vraag naar deze dienst (deel 1.2), wordt dieper ingegaan op de toestand en trend van de dienst en van de mechanismen die eraan ten grondslag liggen op basis van de beschikbare data in Vlaanderen (deel 0). In meer specifieke paragrafen wordt de relatie met biodiversiteit besproken (deel 0), wordt nagegaan welke drivers bepalend zijn voor deze dienst (deel 3), hoe effecten op maatschappelijk welzijn en waardering kunnen worden ingeschat (deel 5) en hoe het gebruik van deze dienst interageert met het toekomstig gebruik van deze en andere diensten en op globale schaal (deel 6). Ten slotte worden de kennisnoden voor verder onderzoek en monitoring besproken (deel 7).



Figuur 1. Conceptueel raamwerk van NARA-T voor de ecosysteemdienst 'regulatie van waterkwaliteit' met de voornaamste relaties tussen ecosystemen, ecosysteemdiensten en hun invloed op menselijk welzijn en economische welvaart. Het raamwerk benadrukt het cyclisch karakter van deze relaties, de invloed van drivers op deze cyclus, de rol van instituties en menselijke keuzen en het belang van verschillende schaalniveaus

1.1. Belang van de regulatie van waterkwaliteit

In Vlaanderen haalde in 2007 niet één van de 202 Vlaamse waterlichamen de goede ecologische toestand en minder dan 20% haalde een matige toestand. Voor meer dan de helft van de waterlichamen is de chemische toestand "niet goed" (CIW 2013). Het teveel aan nutriënten (stikstof (N) en fosfor (P)) wordt hiervoor nog steeds geïdentificeerd als één van de belangrijkste oorzaken. Ook de slechte structuurkwaliteit van de waterlopen (essentieel voor het zelfzuiverend vermogen) wordt aangegeven als één van de bepalende factoren. De Europese Kaderrichtlijn Water stelt dat waterlopen een goede conditie moeten bereiken tegen 2015 (met uitstelmogelijkheid tot 2021 of 2027). Het halen van deze doelstellingen, zelfs met gebruik van de uitstelmogelijkheden, is een grote uitdaging (CIW 2013). De huidige waterkwaliteit wordt bepaald door een combinatie van N- en P-bronnen, technologische maatregelen en een aantal natuurlijke processen (denitrificatie, N- en P-retentie) die binnen de ecosysteemdienst 'regulatie van waterkwaliteit' worden geplaatst.

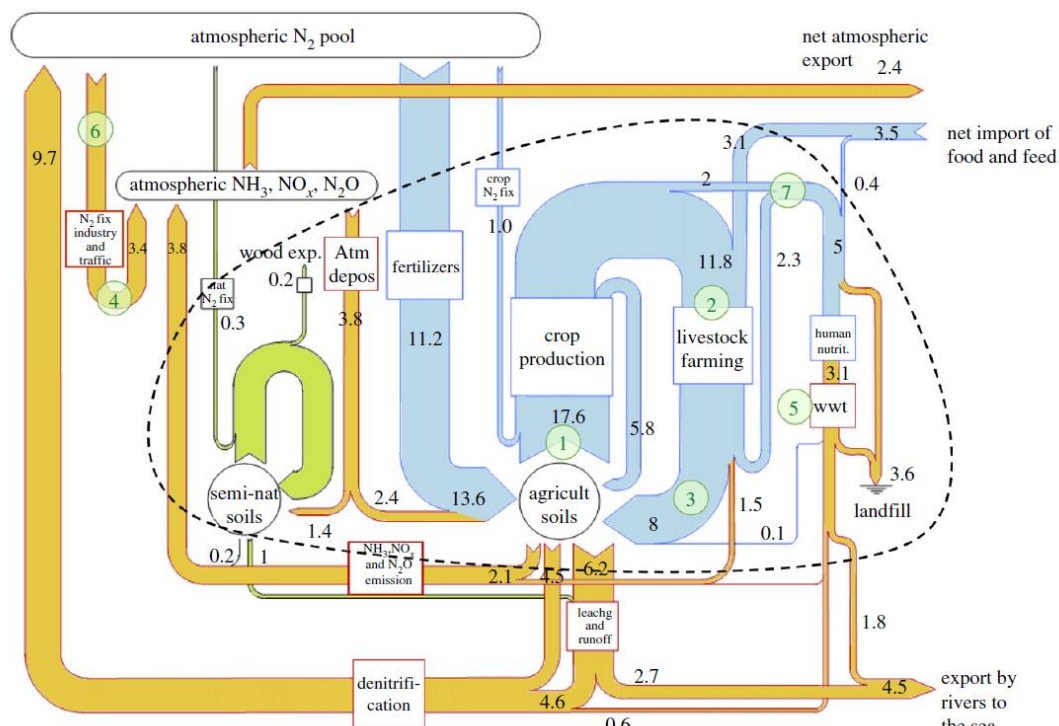
De maatschappelijke vraag gaat in essentie over de beschikking over een hoeveelheid oppervlakte- en grondwater van voldoende kwaliteit, wordt beleidsmatig doorvertaald naar onder meer een goede chemische toestand, en vloeit voort uit het belang van het leveren van een groot aantal ecosysteemdiensten (Tabel 1). De goede chemische toestand wordt vastgelegd in een aantal waterkwaliteitsnormen. De gebruikers/bevoordeelden omvatten dus de volledige maatschappij. Deze vraag kan als maatregel omgezet worden onder de vorm van de nutriëntenverwijdering noodzakelijk voor het behalen van de waterkwaliteitsnorm. Deze wordt grotendeels bepaald door inworp van nutriënten in het watersysteem als gevolg van maatschappelijke activiteiten. Het behalen van de waterkwaliteitsnormen wordt ingevuld via technologische en natuurlijke processen. De meeste technologische processen, zoals de biologische afbraak van afvalwater, zijn te beschouwen als geoptimaliseerde natuurlijke processen. Binnen dit hoofdstuk focussen we op de *resterende* vraag. Deze wordt ingevuld als de afstand tussen de huidige waterkwaliteit (inclusief huidige technologische zuivering) en de waterkwaliteitsnormen en is vanuit beleidsoogpunt van het grootste belang.

Tabel 1. Overzicht van ecosysteemdiensten die afhankelijk zijn van een goede waterkwaliteit

Ecosysteemdienst	Link met waterkwaliteit
Waterproductie	Rivier- en grondwater van een goede kwaliteit leidt tot lagere kosten voor drinkwater- en proceswaterproductie
Houtproductie Voedselproductie Energiegewassen	Een goede grondwaterkwaliteit kan leiden tot een hogere opbrengst. Zowel rivier- als grondwater van een goede kwaliteit kunnen dan weer gebruikt worden als irrigatiewater.
Overstromingsbescherming Kustbescherming	Bij (geringe) overstromingen kunnen zuiveringsprocessen werken die de waterkwaliteit verbeteren. Overstromingen met sterk vervuild water (e.g. metalen, zouten,...) kunnen leiden tot verhoogde gezondheidsrisico's en vervuiling van de bodem en hogere kosten bij het opruimen na de overstroming.
Bodemvruchtbaarheid	Vervuild grondwater kan een impact hebben op de bodemvruchtbaarheid. Overstromingen met vervuild rivierwater kunnen ook leiden tot een verminderde bodemvruchtbaarheid
Recreatie	Watergebonden recreatie is sterk afhankelijk van een goede waterkwaliteit, zo zijn er voor zwemwater specifieke waterkwaliteitsnormen opgesteld.
Beleving	Oppervlaktewateren met een goede chemische en ecologische waterkwaliteit hebben in het algemeen een hogere belevingswaarde
Jacht	Een goede waterkwaliteit kan leiden tot een groter aanbod en grotere diversiteit in vissoorten voor de commerciële en recreatieve visserij

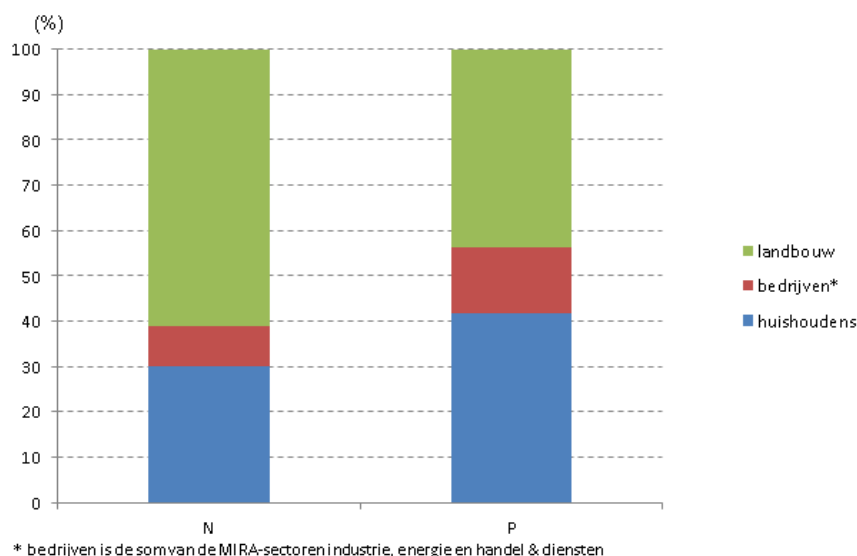
Wat betreft het aanbod en het gebruik van deze dienst spelen uiteenlopende belanghebbenden een rol. De eigenaars/beheerders van de ecosystemen die de dienst (potentieel) leveren, staan in voor het behoud van de ecologische voorwaarden voor de levering van deze dienst. Overheden en bedrijven zijn zowel institutionele belanghebbenden (bv. via vastleggen en implementeren van regelgeving) als aanbieders van technisch, financieel en menselijk kapitaal (bv. voorzien van technologische waterzuivering, subsidiëren van maatregelen en landschapsinrichting en het financieren van wetenschappelijke kennisontwikkeling).

De ecosysteemdienst *regulatie van waterkwaliteit* kadert ook in een globale en regionale context. Vooral de evoluties in landbouw, huishoudens en industrie hebben de globale, regionale en lokale nutriëntencycli sterk gewijzigd. Stikstof wordt in grote mate opgenomen uit de atmosfeer voor het synthetiseren van kunstmest (zie Figuur 2 voor een Europese stikstofbalans), fosfor wordt gedolven uit mijnen. Beide worden vervolgens vrijgesteld in het milieu in reactieve vormen. Zo is op wereldschaal ongeveer 50% van alle stikstof die wordt vrijgesteld afkomstig van antropogene bronnen. Dit heeft niet enkel een impact op de lokale waterkwaliteit, maar ook op het functioneren van zeeën en oceanen en van het globale klimatologisch systeem als geheel (Rockström et al 2009).



Figuur 2. De stikstof cyclus in de EU-27: de natuurlijke fluxen (Tg N) in groen, antropogene fluxen in blauw (intentioneel) en oranje (niet-intentioneel). De terrestrische component is aangeduid met de stippellijn (Fowler et al 2013 naar Sutton et al 2011)

Dit patroon reflecteert zich ook in de waterkwaliteit in Vlaanderen (zie Coppens et al 2013 voor een uitgebreide analyse van Vlaamse stikstof- en fosforstromen). Het relatief aandeel van verschillende sectoren in de ontoereikende kwaliteit wat betreft N- en P-concentraties (Figuur 3) geeft aan dat de landbouwsector en huishoudelijke lozingen het overwicht hebben.



Figuur 3. Aandeel van sectoren in lozingen op een waterlichaam (bron: Mira 2013h)

Naast de rechtstreekse emissies hebben menselijke activiteiten en landgebruik ook nog een onrechtstreekse impact op de vrijstelling van N en P. Ontbossing, verhoogde drainage en bepaalde types van bodembewerking hebben een grote impact op de afbraak van organisch materiaal en de vrijstelling van opgeslagen stikstof en/of fosfaat in het milieu. Onder meer de C/N-ratio en de beschikbare hoeveelheid zuurstof bepalen mee de afbraak van dit organisch materiaal (Manzoni et al 2010).

1.2. Potentieel aanbod & gebruik

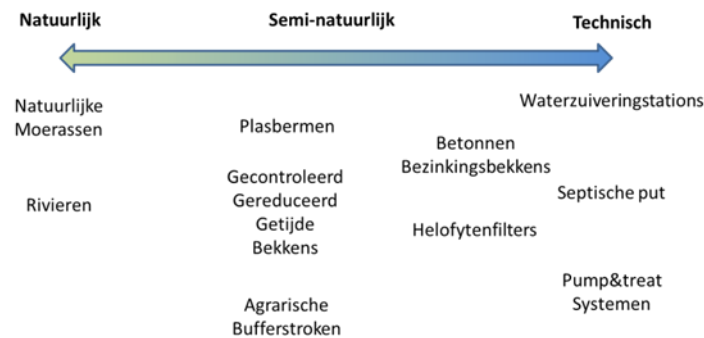
De huidige combinatie van brongerichte maatregelen, welke de input van nutriënten in het systeem beperkt en de huidige zuiveringsgraad (in waterzuiveringsstations plus natuurlijke systemen) voldoen niet aan de vraag naar deze dienst. Een goede toestand voor de Vlaamse waterlichamen kan wel bereikt worden tegen 2021 (CIW 2013). Naast de brongerichte aanpak (mestbeleid, aanpak puntbronnen) kan betere zuivering worden gerealiseerd door technologische (gescheiden rioleringstelsel, efficiëntere waterzuiveringsstations), of natuurlijke ingrepen (herstel natuurlijke dynamiek, inrichting oeverzones, plasbermen, helofytenfilters, bufferstrips,...). Elk van deze maatregelen heeft inherent ecologische (bv bacterieculturen in waterzuiveringsstations) alsook antropogene aspecten (zoals menselijk beïnvloede debieten in natuurlijke riviersecties). De ecosysteemdienst kan dus worden beschouwd langsheen een brede ecologisch-technologische gradiënt. In dit hoofdstuk ligt de focus voornamelijk op de bijdrage die maatregelen aan de ecologische kant van de gradiënt kunnen leveren voor het verminderen van de vraag naar technologische zuivering of het voldoen aan de bijkomende vraag naar technologische zuivering. Het basisidee is dat duurdere technologische maatregelen kunnen worden aangevuld of deels vervangen door vaak kostenefficiënte en multifunctionele ecologische ingrepen. Hierbij mag echter het primordiaal belang van brongerichte maatregelen niet uit het oog worden verloren: een brongerichte aanpak is het meest effectief voor het verbeteren van de waterkwaliteit.

Veel ecologische maatregelen voor het leveren van de ecosysteemdienst 'regulatie van waterkwaliteit' situeren zich relatief dicht bij de bron. In se gaat het om het maximaliseren van de hoeveelheid water die zich gedurende een voldoende lange tijd in de overgangszone tussen verzadigde en onverzadigde bodem bevindt, waar retentie en verwijdering van nutriënten plaatsvinden (zie kaderstukken verder in dit hoofdstuk). Dit kan vlak aan de bron, vb. door aanleggen van bufferstroken langs akkers (kader 3), tot natuur-technische inrichtingen in en langs waterlopen en de maximale inschakeling van moerassen en overstromingsgebieden verder benedenstrooms voor nazuivering. De ecosysteemdienst in zijn ecologische en socio-economische context wordt schematisch weergegeven in Figuur 1.

De huidige regulering van waterkwaliteit, zowel ecologisch als technologisch, is onvoldoende om een goede waterkwaliteit te kunnen halen. We kunnen spreken van een *reële resterende of bijkomende vraag naar de regulatie van waterkwaliteit*. De vraag dringt zich op *welke bijdrage een verbeterde ecologische regulering van waterkwaliteit kan leveren* om aan deze vraag te voldoen en dit in verhouding tot mogelijke verbeteringen van de technologische waterzuivering en brongerichte maatregelen. Deze technologische maatregelen omvatten onder meer (uit CIW 2013):

- de aanpak van puntbronnen via vergunningen en heffingen;
- de verdere uitbouw en verbetering van een saneringsinfrastructuur, door bv. het uitbreiden van de openbare rioleringen en waterzuivering;
- het verbeteren van de effectiviteit door het vermijden van verdunningen (vb. scheiden afval- en hemelwater);
- Het verderzetten van de daling in stikstof- en fosforverliezen uit de landbouw;
- Het vermijden van te intense benutting van water gedurende droge periodes;
- Het verbeteren van de structuurkwaliteit van waterlopen en daarmee het zelfzuiverend vermogen.

Het voorliggende hoofdstuk gaat dieper in op de mogelijkheden van deze laatste maatregel, maar breidt deze uit naar *het inzetten van ecosystemen voor het stockeren en verwijderen van nutriënten teneinde de waterkwaliteit te verbeteren*. De term 'ecosystemen' doelt hier bewust zeer ruim op akkers, bufferstroken, oeverzones, waterbodems, overstromingsgebieden (Figuur 4), kortom alle systemen waar de ecosysteemdienst potentieel wordt aangeboden. In het volgende onderdeel worden de basisprocessen die het aanbod van de ecosysteemdienst bepalen kort beschreven.



Figuur 4. *Situering van de ecosysteemdienst 'regulering van de waterkwaliteit' ten opzichte van andere semi-natuurlijke en technische maatregelen*

1.3. Technologische Waterzuivering

Technologische waterzuivering staat in voor de zuivering van een groot deel van het huishoudelijke afvalwater. De technologische waterzuivering maakt in mindere (bacterieculturen) of meerdere (rietveld) mate gebruik van natuurlijke processen, maar het blijft een hoofdzakelijk technologische invulling van waterzuivering. De efficiëntie van de technologische waterzuivering bepaalt in grote mate de mogelijkheden voor het leveren van de ESD *regulatie van waterkwaliteit*. Waterzuiveringsstations verwijderen immers niet alle nutriënten. Aanvullende of deels vervangende zuivering door ecosystemen kan een bijdrage leveren tot het behalen van de waterkwaliteitsnormen. Om dit goed te kunnen plaatsen, wordt de technologische zuivering kort inleidend besproken in deze paragraaf.

Aquafin staat grotendeels in voor de waterzuivering in Vlaanderen en exploiteert circa 250 installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Deze rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI) bootsen het natuurlijke zuiveringsproces na, maar dan veel intensiever en op veel grotere schaal. In 3 stappen wordt het water zo goed mogelijk gezuiverd.

- **PRIMAIRE ZUIVERING:** Tijdens de eerste fase worden vaste stoffen verwijderd op basis van hun fysische eigenschappen. Dit houdt een verwijdering in van grof en fijner vuil uit het water: blikjes, papiertjes; vetten en oliën door middel van vetvangers; zand en grind door middel van zandvangers. In sommige RWZI's haalt een voorbezinktank nog de laatste fractie bezinkbaar materiaal uit het rioolwater. Een voorbezinktank kan ook dienst doen als buffer bij piekaanvoer.
- **SECUNDAIRE ZUIVERING:** In een 2^{de} fase wordt het organisch materiaal afgebroken tot nutriënten, CO₂, etc. Hiervoor wordt het afvalwater gemengd met bacterieculturen en belucht. Dit proces resulteert in een slib van bacteriën en (deels) afgebroken stoffen.
- **TERTIAIRE ZUIVERING:** De tertiaire zuivering is een uitbreiding van de secundaire zuivering en omvat de verwijdering van nutriënten, zoals stikstof- en fosforverbindingen uit het afvalwater. Tertiaire zuivering vindt plaats in dezelfde tanks als secundaire zuivering. Voor tertiaire zuivering zijn er echter extra voorzieningen nodig, waaronder een aangepaste sturing van de beluchting, voorzieningen om het water terug te pompen van het einde van de beluchting naar het begin, aparte zuurstofloze tanks of onbeluchte zones in een beluchtingstank, etc.

In Vlaanderen zijn huishoudens binnen de bewoonde kernen aangesloten op het rioleringsstelsel en op de waterzuiveringsinfrastructuur. Ook in het buitengebied zijn veel woningen aangesloten op een waterzuivering. Een deel van de huishoudens zal in de toekomst nog deels worden aangesloten op een collectieve waterzuivering, de rest dient zelf in te staan voor de eigen zuivering door middel van individuele behandelingsinstallatie. Kleinschalige collectieve en individuele systemen maken vaak gebruik van rietvelden als natuurlijke zuurstofpomp en substraat voor de benodigde bacterieculturen. (Aquafin 2014)

Voor stikstof (Nt) bedroeg het gewogen gemiddelde zuiveringsrendement van de Vlaamse RWZI's in 2012 ongeveer 79%. Al die RWZI's samen verwijderden ongeveer 21000 ton stikstof. Na het zuiveringsproces loosden ze nog iets meer dan 5500 ton stikstof in het oppervlaktewater, wat overeenkomt met ongeveer een vijfde van de totale belasting van het oppervlaktewater (VMM).

Voor fosfor (Pt) bedroeg het gewogen gemiddelde zuiveringsrendement van de Vlaamse RWZI's in 2012 ongeveer 84%. Al die RWZI's samen verwijderden bijna 3300 ton fosfor. Na het zuiveringsproces loosden ze nog ongeveer 615 ton fosfor in het oppervlaktewater, wat overeenkomt met bijna een kwart van de totale belasting van het oppervlaktewater (pers; mededeling Bob Peeters, VMM).

In de toekomst is een verdere uitbouw en verhoogde efficiëntie van de waterzuiveringsinfrastructuur voorzien. Belangrijke aspecten zijn hier het verder doorvoeren van aansluiting op collectieve en individuele installaties en het efficiënter scheiden van regen- en afvalwater in de rioleringsstelsels. Dit zorgt ervoor dat het afvalwater geconcentreerder aankomt in de waterzuiveringsinstallatie waardoor zuivering efficiënter kan verlopen.

1.4. Stikstof- en fosforverwijdering door ecosystemen

Uit bovenstaande cijfers blijkt duidelijk dat een verbeterde bijdrage van natuurlijke zuivering door ecosystemen een potentieel belangrijke bijdrage te leveren heeft aan de waterkwaliteit, zowel voor nazuivering van RWZI-effluenten, als voor de zuivering van diffuse verontreiniging vanuit de landbouw. Terug moet hierbij benadrukt worden dat brongerichte maatregelen (verlagen inputs nutriënten in watersystemen) vaak het efficiëntst zijn.

Staes et al (2010) geven een literatuuroverzicht van mogelijke denitrificatie en fosforretentie in moerassen en meren, waterbodems van stromende wateren, alluviale gronden en oeverzones. Zo wordt voor **moerassen** (>80% waterverzadiging, voldoende organische stof) de relatieve verwijdering (onafhankelijk van belasting) beschreven in functie van de hydraulische verblijftijd en de diepte (Seitzinger et al 2006). Een moeras van 10 hectare met een gemiddelde diepte van 0.5m, waar water aan 0.5m³/sec instroomt met een belasting van 50mg/l N, verwijdert zo 20% van de inkomende stikstof (zie Staes et al 2010). Fosfaatretentie wordt in kwelgebieden gemedieerd door ijzerbacteriën (*Gallionelle ferrognisosis*) die een ijzerhydroxideneerslag vormen. Deze reageren daarna met neergeslagen geadsorbeerd fosfaat, ijzercarbonaat en/of ijzerfosfaat tot het zeer stabiele vivianiet. In permanent natte gebieden wordt fosfaat ook eenvoudigweg opgeslagen in de aangroeiende organische bodemlaag. Vooral jonge moerassen zijn hoogproductief en accumuleren meer organisch materiaal.

In waterbodems van **oppervlaktewateren** is stikstofverwijdering afhankelijk van zuurstofconcentraties in het water, de biologische activiteit (waterplanten en bodemfauna) welke het aerobe/anaerobe contactoppervlak vergroten en sedimentatieprocessen. Stikstofverwijdering valt stil wanneer de waterkolom volledig zuurstofloos wordt (eutrofiëringdrempel, Norberg 1999). In een studie van Pribyl et al (2005) werden waarden met grootteordes tussen de 1.62 en 5.25 g N/(m².d) gemeten (0.6 – 1.9 kg/(m².jaar)). In oppervlaktewater kan ook opgelost fosfaat adsorberen aan sedimentpartikels, sedimenteren als ijzerfosfaat en opgenomen worden door algen en waterplanten. De eigenlijke vastlegging gebeurt eveneens op de aerobe/anaerobe interface in waterbodems, waar onder bepaalde omstandigheden FePO₄ kan precipiteren. In tegenstelling tot de hierboven besproken stikstofverwijdering, stijgt de P-vastlegging met *lagere* zuurstofconcentraties (vb. eutrofe wateren). In zeer eutrofe wateren kan vivianiet gevormd worden en tot 20% van de waterbodem uitmaken.

Voor **alluviale en natte** gronden is de situatie complexer en afhankelijk van klei- en leemgehaltes, biomassa vegetatie, bodemvochtgehalte, nitraatgehalte en temperatuur (Pinay et al 2002). Uit het literatuuroverzicht van Staes et al (2010) blijkt dat maximale stikstofverwijdering plaatsvindt tussen 50 en 80% *gemiddelde* waterverzadiging. Dan gaat men uit van een optimale mix van aërobe en anaërobe microsites: het denitrificatieproces vindt zo goed als niet meer plaats onder de 60% *lokale* waterverzadiging. Gemeten stikstofverwijderingen in alluviale systemen zijn erg variabel, afhankelijk van voornoemde factoren. Overstromingsgebieden zijn – in tegenstelling tot voor stikstofverwijdering – minder geschikt, door de snelle wisselingen in redoxtoestand (zie kader fosforverwijdering) welke vrijstelling van fosfaat bevorderen. Omdat dit proces sterk temperatuurgevoelig is, wordt waargenomen dat deze vrijstelling beperkter is tijdens winteroverstromingen (Loeb et al 2003).

Voor **oeverzones** wordt in Staes et al (2010) eveneens een aantal nuttige cijfers (vb. voor aanleg en configuratie van bufferstroken) meegegeven. Hier spelen dezelfde factoren en wordt de relatieve verwijdering van nitraat bepaald door de nuttige zone voor denitrificatie, welke op zijn beurt wordt bepaald door hydromorfologische kenmerken. Hydrologische (vb. drainage) en morfologische (vb. hellingsgraad en lengte oeverzone) ingrepen hebben daarom een directe invloed op de grootte en capaciteit van de potentiële denitrificatiezones, en dus op het vermogen stikstof te verwijderen uit het systeem (Burt & Pinay 2005). Fosfaatretentie in oeverzones hangt sterk af

van de relatieve belasting en het vegetatietype, omdat vooral de retentie van afstromende sedimentpartikels (met geabsorbeerd fosfaat) hier een rol spelen. In Staes et al 2010 worden enkele meetwaarden uit de literatuur meegegeven voor fosfaatretentie door buffers, die duidelijk maken dat deze werking zeer variabel is (97% reductie tot 41% toename in totaal fosfaat).

Zowel voor stikstof- als fosforverwijdering spelen processen op zeer **uiteenlopende schalen**. Stikstof komt voor in water oplosbare vormen zoals nitraat (NO_3^-), nitriet (NO_2^-) en ammonium (NH_4^+). Afhankelijk van de bron kan de stikstof doorstromen doorheen de hydrologische cyclus. De verschillende componenten kunnen in elkaar omgezet worden (zie kader 1), waarbij vaak seizoengebonden processen en zuurstofconcentraties een bepalende rol spelen. Dit houdt echter in dat het (niet) behalen van de waterkwaliteitsnormen op één locatie niet noodzakelijk benedenstrooms hetzelfde effect geeft. Wanneer bijvoorbeeld bovenstrooms een te hoog gehalte aan NH_4^+ aanwezig is in de waterloop kan dit, na nitrificatie, leiden tot te hoge NO_3^- -concentraties benedenstrooms. Fosfor is veel minder mobiel doordat het minder in opgeloste vorm voorkomt, en meestal gebonden is aan andere partikels zoals sedimenten (zie kader fosforverwijdering, Filippelli 2008). Hier spelen sedimentatie- en erosieprocessen een belangrijke rol. Ook deze processen worden beïnvloed door een groot aantal lokale abiotische en biotische variabelen en beide nutriënten vragen om een eigen specifieke analyse. Deze complexe mechanismen, die zowel in gewone waterlopen als in estuaria spelen, maken een grootschalige evaluatie complex: wat een effectieve verwijdering lijkt, kan dus ook een omzetting zijn tussen verschillende componenten of een lokale verplaatsing.

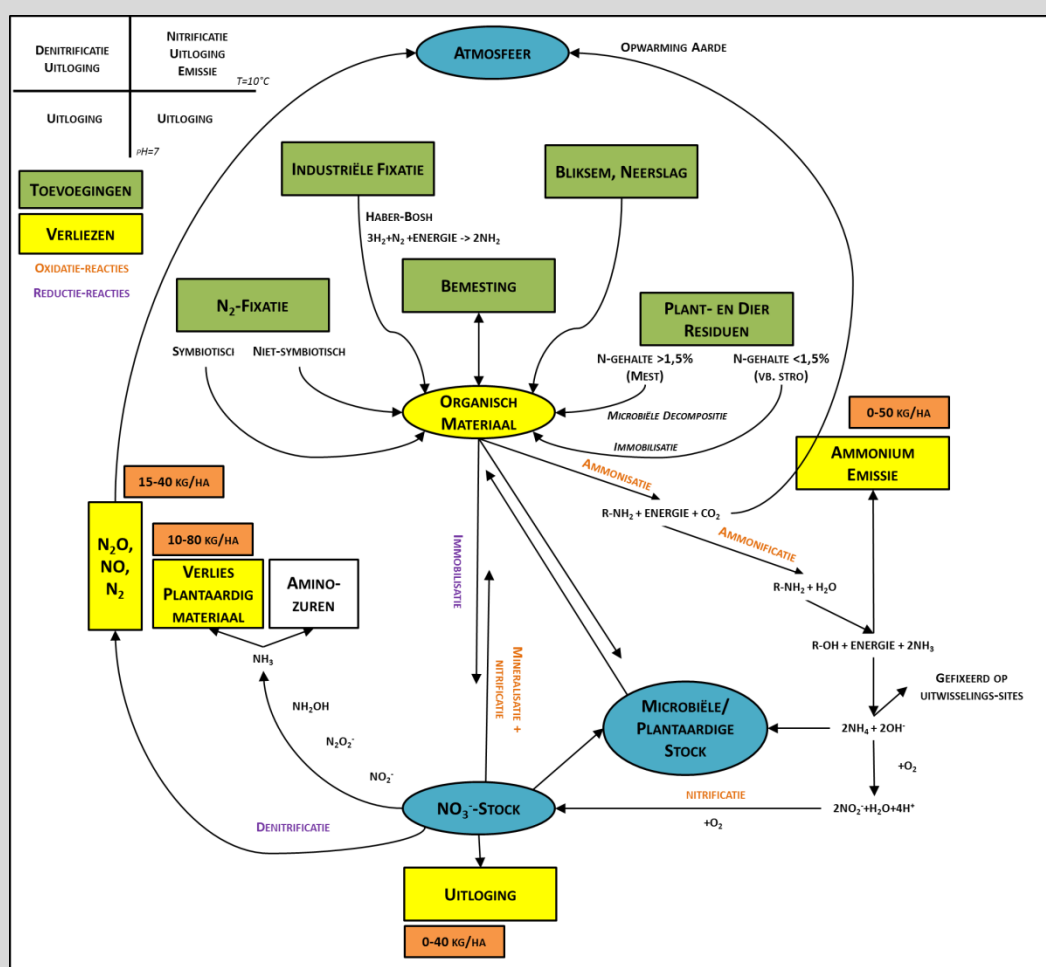
Uit de bovenstaande beschrijving concluderen we dat de basisfactoren en mechanismen welke het aanbod van deze dienst bepalen vrij goed gekend zijn, maar dat voor het kwantificeren, laat staan het ruimtelijk dynamisch modelleren van deze ecosysteemdienst, essentiële kennis zoals monitoringdata voor Vlaanderen ontbreekt.

In het volgende onderdeel wordt dieper ingegaan op de beschikbare data voor de ontwikkeling van (ruimtelijke) indicatoren voor aanbod, vraag en gebruik van de ecosysteemdienst *regulatie van waterkwaliteit*.

Kader 1: Stikstofverwijdering

In dit kaderstuk wordt technische achtergrond gegeven over mechanismen die (het teveel aan) stikstof uit water kunnen verwijderen. Stikstofverwijdering gebeurt via een aantal chemische processen, vaak gemedieerd door organismen, die stikstof vastleggen in een niet-reactieve vorm of omzetten naar gasvormige toestand. Ook de hydrologische en ecologische omstandigheden waaronder deze processen kunnen plaatsvinden, worden hier kort besproken.

De stikstofcyclus speelt zich af op verschillende schaalniveaus in de atmosfeer, de hydrosfeer, de lithosfeer en de biosfeer. Het groot aantal omzettingen tussen oplosbare, sediment-gebonden en gasvormige fasen van stikstof wordt mede gestuurd door de mens, planten, dieren en bacteriën (Figuur 5). Onder bepaalde hydrologische omstandigheden kunnen ecosystemen nutriënten uit het grond- en oppervlaktewater filteren, en op deze manier de kwaliteit van het water verbeteren en bijdragen aan de levering van tal van ecosysteemdiensten (Jacobs et al 2010).



Figuur 5. Belangrijkste stikstofbronnen, omzettingen en verliezen in de bodem. De assenfiguur linksboven geeft de afhankelijkheid van zuurtegraad en temperatuur weer van de processen. Aangepast naar Oklahoma state University, 2014

Chemische processen bepalen de stikstofverwijdering

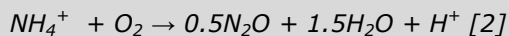
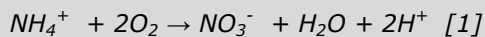
Biologisch reactieve stikstof kan in drie stappen worden verwijderd uit het ecosysteem: ammonificatie, (omzetting organische stikstof naar ammonium), nitrificatie, waarbij ammonium wordt omgezet in nitraat, en vervolgens denitrificatie, waarbij nitraat wordt omgezet in gasvormige stikstofverbindingen (Pinay et al 2002).

Het opmerkelijke is dat de twee laatste stappen worden gemedieerd door bacteriëngroepen met sterk verschillende ecologische preferenties. Nitrificatie vereist zuurstof, terwijl de

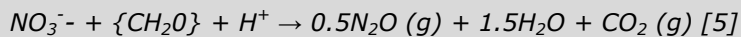
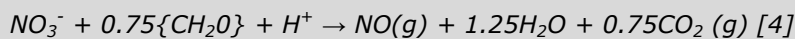
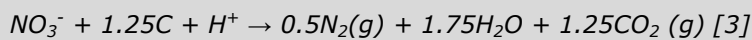
facultatief anaerobe, heterotrofe bacteriën, welke de denitrificatiereactie voor zich nemen, zuurstofloze omstandigheden vereisen. De volledige stikstofverwijdering vindt dus enkel plaats op de aerobe/anaerobe zone, waarbij de reacties elkaar dienen op te volgen in ruimte of tijd. Ook is de aanwezigheid van organische koolstof en een specifieke temperatuur vereist. Heel wat ecosystemen voldoen aan deze voorwaarden, zoals organisch rijke bodems, moerassen, oeverzones, waterbodems, etc. Het vergelijken van systemen is echter slechts relevant in relatieve termen omdat de absolute verwijdering afhangt van de input van nitraat, de watersaturatie en de verblijftijden. Daarnaast is er ook de anammox (anaerobe ammonium oxidatie) reactie, welke door bacteriën onder volledig anaerobe omstandigheden wordt uitgevoerd en zowel ammonium als de tussenliggende vormen omzet naar stikstofgas. Dit proces wordt hier niet verder besproken.

Meer in detail zien de processen er als volgt uit (Macdonald et al 2010):

Nitrificatie



Denitrificatie:



Vergelijkingen [3] tot en met [5] worden bevorderd in zure bodems met veel organisch materiaal. Denitrificatie gaat gepaard met vrijstelling van N_2 , NO en N_2O en mogelijk ook CO_2 als de bodemvocht-condities gunstig zijn (MacDonald et al 2010). In tegenstelling tot de hierboven geschetste omstandigheden, kan NO_3^- ook zonder tussenkomst van bacteriën gereduceerd worden. Onder reducerende omstandigheden wordt pyriet, vaak aanwezig in tertiaire klei, geoxideerd, met vrijstelling van N_2 .



Dit proces wordt aangeduid met de term *chemodenitrificatie*. Chemische denitrificatie wordt beschouwd als een potentieel belangrijk bodemproces, dat echter een eindige capaciteit heeft, nl. tot het pyriet is opgebruikt.

Omgevingsfactoren op verschillende schalen bepalen deze verwijderingsprocessen

De *hydrologische connectiviteit in het bekken* is van primordiaal belang voor de verwijdering van stikstof. Het is namelijk de verplaatsing van water, met zijn vuilvrachten, tussen de verschillende compartimenten van het hydrologische systeem die bepaalt hoe vraag en aanbod met elkaar in contact worden gebracht. Het modelleren en in kaart brengen van grond- en oppervlaktewaterstromingen vormt de essentie van de evaluatie van de stikstofverwijderingscapaciteit, maar vormt tevens één van de belangrijkste kennishiaten.. Ook de horizontale connectiviteit speelt een belangrijke rol: lozingen bovenstrooms hebben een impact op het hele benedenstroomse rivierenstelsel en genereren dus een vraag langsheen een deel van het benedenstroomse traject, terwijl bovenstroomse verwijdering een gelijkaardig positief effect heeft op de benedenstroomse delen. Deze connectiviteit zorgt voor een grote complexiteit wanneer (bijkomende) vraag en aanbod expliciet en ruimtelijk ten opzichte van elkaar moeten worden afgewogen.

Ook de *rivierhydrologie* is essentieel: hoge debieten kunnen de *verblijftijd* van de vuilvrachten in de verschillende compartimenten van het hydrologische systeem sterk inkorten. Hierdoor kan de efficiëntie van bepaalde biologische processen en verwijdering van N uit het systeem verminderen. Nitraatverwijdering (% verwijdering) door denitrificatie wordt bijvoorbeeld sterk bepaald door de verblijftijd. Een meer direct effect van waterkwantiteit op waterkwaliteit betreft het *verdunningseffect*. Door profielherstel, hermeandering en het toelaten van waterplanten kan de stromingsweerstand (en dus ook het waterpeil) verhoogd worden en bevindt er zich meer water in het systeem. Hierdoor wordt een lokaal verhoogde vuilvracht (vb. lozing) beter gebufferd. Verwijdering van water door middel van onttrekkingen en verhoogde evaporatie kunnen dit bufferend vermogen aantasten, waardoor de impact van lozingen op de concentraties groter zal worden.

Veel processen spelen op microschaal: de capaciteit voor stikstofverwijdering, in het bijzonder denitrificatie, wordt sterk bepaald door de afwisselende aanwezigheid (in tijd of ruimte) van

aerobe en anaerobe microsites, maar ook door beschikbaarheid van organisch materiaal, zuurtegraad, textuur, sulfaten, ijzer,... en door N-input. Denitrificatie vindt dus in hoge mate plaats op 'hotspots' (plaats en moment) waar deze verschillende factoren optimaal zijn. Deze hotspots vertegenwoordigen een eerder kleine schaal zowel in tijd als in ruimte. Veralgemeningen over stikstofverwijdering op basis van ruimtelijke en jaarlijks gemiddelde omgevingsfactoren moeten dus steeds met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

Ook *biodiversiteit* speelt een belangrijke rol wat betreft de N-cyclering. Onderzoek toont aan dat een verhoging in de biodiversiteit niet automatisch leidt tot een verhoogde N-verwijdering: het is specifiek een verhoging in de functionele diversiteit (diversiteit in soorten met verschillende eigenschappen) en de interactie tussen deze verschillende functionaliteiten die vaak aanleiding geeft tot een verhoogde en/of stabielere levering van de ESD of de levering van meerdere ecosysteemdiensten (Grime 1997). Het begrijpen van de effecten van deze functionele eigenschappen en andere milieufactoren en standplaatseigenschappen is echter de basis voor heel wat huidig onderzoek. Denitrificatie is afhankelijk van zeer specifieke bacteriële groepen. Uit recent onderzoek blijkt dat een grotere functionele diversiteit van de vegetatie kan leiden tot een stabielere aanwezigheid van deze bacteriële groepen in de bodem. Hierdoor kan de denitrificatie gebufferd worden tegen seizoens- en bodemveranderingen en langduriger geleverd worden doorheen het jaar (McGill et al 2010, Sutton-Grier et al 2013). Verschillende studies tonen ook aan dat een bepaalde functionele diversiteit kan leiden tot een hogere nutriëntenretentie in bodem en vegetatie (Hooper et al 1998; Grigulis et al 2013). De effecten van monoculturen op retentie zijn minder uitgesproken: sommige monoculturen kunnen een erg hoge retentie hebben, andere een erg lage (Callaway et al 2003, Fornara and Tilman 2008, Mueller et al 2013). Ruimtelijk bekeken is het wel zo dat hotspots voor denitrificatie vaak in moerassige gebieden voorkomen, waar vaak net ook hogere natuurwaarden en bijbehorende beschermingsstatus aan werden toegekend.

In dit overzicht moet ook de allerbelangrijkste factor welke stikstofverwijdering beïnvloedt vermeld worden: het *landgebruik*. Hoewel verwijderingsmechanismen kunnen voorkomen langsheen het hele hydrologische continuüm, moeten we het belang ervan niet overschatten. Zoals aan de aanvang van dit overzicht vermeld, blijft het in de eerste plaats aan de bron dat de hefboom voor controle van de stikstofcyclus zich bevindt: het vermijden van emissies in het milieu (Billen et al 2013).

Kader 2: Fosforverwijdering

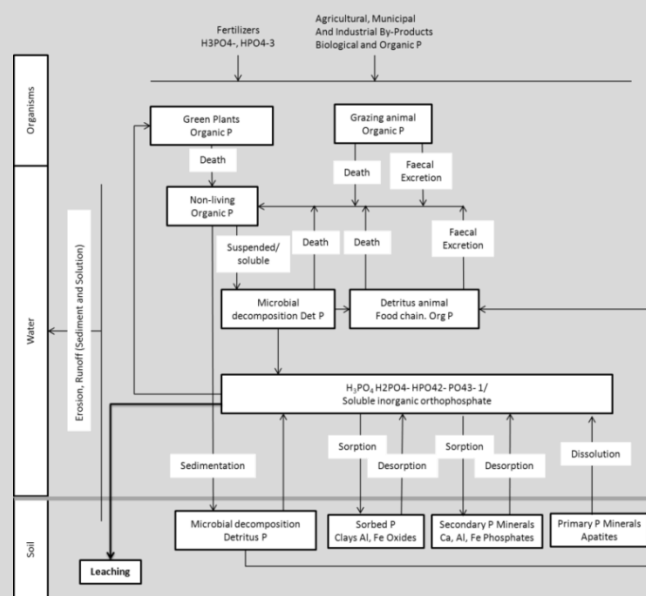
Onder bepaalde hydrologische omstandigheden kunnen ecosystemen fosfor uit het grond- en oppervlaktewater filteren, en op deze manier de kwaliteit van het water verbeteren en bijdragen aan de levering van tal van ecosysteemdiensten (Jacobs et al 2010). In dit kaderstuk wordt technische achtergrond gegeven over de mechanismen die hierin een rol spelen. Dit gebeurt hoofdzakelijk door het vastleggen van fosfor in een niet-reactieve vorm in de bodem. De bronnen van fosforemissies en de samenhang met landgebruiken worden in dit deel niet behandeld.

Fosfor is veel minder mobiel in vergelijking met stikstof, doordat het minder oplosbaar is, en meestal gebonden voorkomt aan andere partikels (Filippelli 2008). Andere nutriënten kunnen veel gemakkelijker verwijderd worden uit het watersysteem door hun hogere mobiliteit en de mogelijkheid tot gasvorming (CO_2 , N_2O , NH_3 , N_2 , CH_4) (Mitsch and Gosselink 2000). Hoewel de P concentraties in biomassa en strooisel belangrijk zijn voor de bodemvorming op langere termijn, spelen ze een kleinere rol bij de regulatie van fosforconcentraties in de waterfase (Staes et al 2010). In het volgende deel wordt dan ook hoofdzakelijk gefocust op de vastlegging en vrijstelling van fosfor in de bodem.

Retentie versus vrijstelling van fosfor in de bodem

De sleutelreacties zijn sorptie/desorptie (reductie-oxidatie) reacties en het oplossen /precipiteren van mineralen (Staes et al 2010, Figuur 6). In meer geoxideerde systemen spelen in hoofdzaak ijzer, maar ook aluminium en calcium een belangrijke rol (De Haan et al 1978), net als het gehalte aan organische stof. Fosfor kan zowel in natte (anaerobe) systemen als in droge (aerobe) systemen worden vastgelegd, maar hier spelen telkens verschillende mechanismen mee in de vastlegging van fosfor in de bodem.

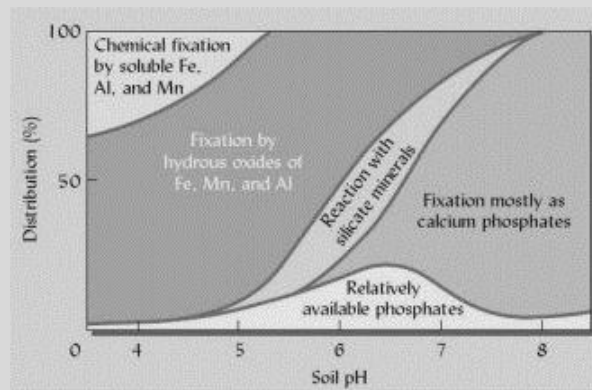
Dit heeft als gevolg dat zowel verdroging van moerassen als vernatting van landbouwgronden kan leiden tot versnelde vrijstelling van fosfaten, omdat respectievelijk versnelde mineralisatie en wijzigingen in redoxcondities optreden (Staes et al 2010). Mineralisatie van organisch rijke bodems gebeurt normaal gezien zeer geleidelijk, zodat de uit organisch materiaal vrijgestelde fosfor terug kan worden opgenomen in het ecosysteem of de gewassen. Een plotse versnelde mineralisatie (vb. door verdrogen van een veenrijke bodem) kan dus een vrijstelling van fosfaat in het oppervlakte- of grondwater veroorzaken als de vegetatie dit fosfor niet tijdig kan opnemen.



Figuur 6. Een overzicht van de belangrijkste processen uit de fosforcyclus. (aangepast obv FAO 2014 en Pierzynski et al 2005)

Fosforbeschikbaarheid wordt gereguleerd door een reeks elkaar onderling beïnvloedende redoxreacties en hun respectievelijke snelheden (Figuur 6). In droge (aerobe) omstandigheden spelen ijzer-oxiden een belangrijke rol, maar bij vernatting (reducerende, anaerobe omstandigheden) lost ijzeroxide op, waardoor eveneens fosfaat gemobiliseerd wordt. De processen die hieraan ten grondslag liggen worden uitgebreider beschreven in Staes et al (2010)

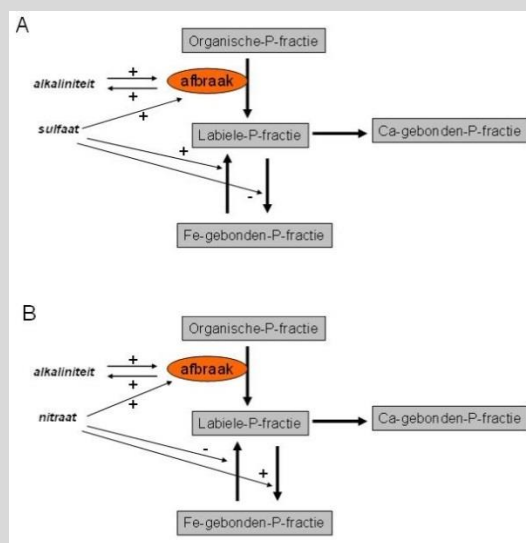
en De Bolle (2013).



Figuur 7. Invloed van bodem-pH op fosfor-beschikbaarheid (Brady et al 2007)

Fosfaatretentie heeft ervoor gezorgd dat grote hoeveelheden P gefixeerd zitten in bodems, vooral in die bodems waar fosfor is toegevoegd. Fosfaatdoorslag is het doorsijpelen van toegevoegd fosfaat wanneer de bodem deze niet meer kan opnemen omdat de adsorptiecapaciteit is opgebruikt. Hierin spelen vooral de concentratie van ijzer, calcium en aluminium een rol. Het probleem van P verzadiging en P doorslag in Vlaanderen stelt zich vooral op zuur zandige bodems onder intensief landbouwbeheer (De Bolle 2013). Een belangrijke sturende factor is de zuurtegraad van de bodem (Figuur 7). In basische omstandigheden wordt calcium steeds belangrijker, in zure bodems worden bindingen aan ijzer, mangaan en aluminium belangrijker. In neutrale en licht zure omstandigheden is de beschikbaarheid van fosfor het grootst (Figuur 7).

Ook andere stoffen, zoals sulfaat en nitraat, reguleren mee de beschikbaarheid van fosfor in de bodem. Sulfaat heeft hierbij een negatief effect op de binding van het bij de afbraak vrijkomende fosfaat aan ijzer. Nitraat heeft juist een positief effect op deze binding (Figuur 8; Lucassen et al 2004). Dit maakt het kwantificeren van fosforvrijstelling erg complex.



Figuur 8. Schematische voorstelling van de invloed van nitraat en sulfaat op een aantal P-vrijstellings- en vastleggingsprocessen (Lucassen et al 2004)

2. Toestand en Trend Regulatie van Waterkwaliteit

2.1. Toestand en trend van aanbod en gebruik

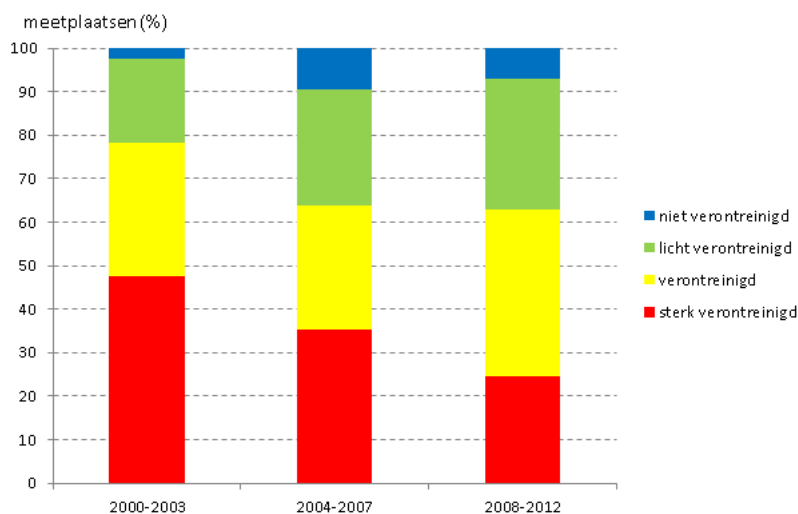
Uit de beschrijving van het ecosysteemdienstmechanisme blijkt dat 'waterkwaliteitsregulatie' een complex systeem is van nutriëntenbronnen die onderhevig zijn aan een hele reeks stromen en dynamische processen. De waterkwaliteit is het resultaat van de combinatie van emissies, natuurlijke processen en technologische waterzuivering. De impact en relaties tussen deze zijn moeilijk te onderscheiden.

Monitoring van nutriënten in Vlaanderen gebeurt vanuit specifieke doelstellingen (beleidsevaluatie en rapportage) die slechts deels gerelateerd kunnen worden aan de toestand of trend van deze ecosysteemdienst. Het is daarom niet mogelijk om met de huidige beschikbare gegevens een volledig beeld te vormen van aanbod en vraag van deze dienst in Vlaanderen. In dit deel van het hoofdstuk proberen we daarom de beschikbare, bruikbare gegevens bij elkaar te brengen in functie van ecosysteemdienstaanbod, -vraag en -gebruik. In het laatste deel van het hoofdstuk 'Kennislacunes' proberen we aan te geven welke belangrijke data ontbreken voor een goede evaluatie van de ESD en hoe deze eventueel bekomen kunnen worden.

Om het aanbod aan regulatie van waterkwaliteit in Vlaanderen in kaart te brengen, zijn in principe afzonderlijke analyses en kaarten nodig voor de verschillende belangrijke processen: denitrificatie, stikstofretentie en fosfaatretenie, telkens als een compilatie van de eerder beschreven sub-processen. Denitrificatie kan bijvoorbeeld plaatsvinden in waterbodems, in oeverzones, in doorstroommoerassen, en dit telkens onder invloed van verschillende parameters. Om elk sub(proces) te karteren of te modelleren tot op een aanvaardbaar niveau, is steeds een grote verscheidenheid aan fysische, chemische en ecologische gegevens nodig. Een groot deel van deze data zijn vandaag niet voorhanden. Het is echter wel mogelijk om redelijke aannames te maken over de recente trend in het aanbod in Vlaanderen.

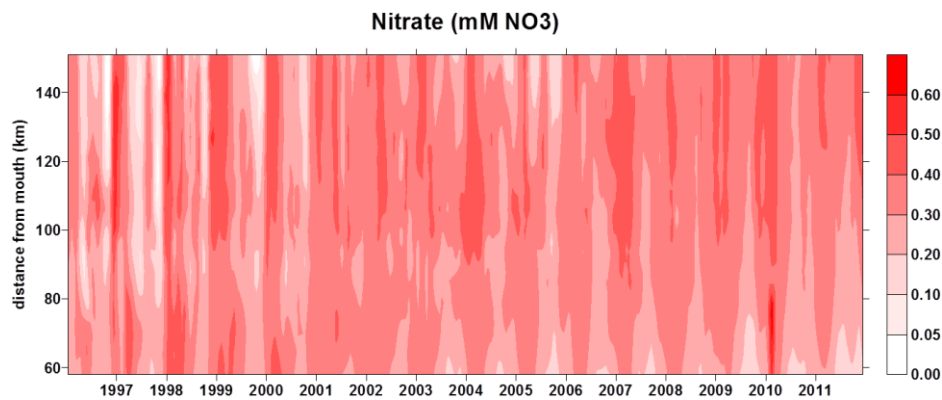
2.1.1. Daling emissies verontreinigende stoffen

Door de uitbouw van de riolerings- en waterzuiveringsinfrastructuur en het gericht aanpakken van specifieke puntlozingen is het aantal zwaar verontreinigde waterlopen en waterbodems in Vlaanderen sterk verminderd. Zouten, zware metalen en andere polluenten kunnen het bodem- en waterleven sterk verstoren of volledig stilleggen, waardoor de natuurlijke zuiveringscapaciteit van de rivieren aanzienlijk werd verlaagd. Door de sterk gedaalde emissies van deze polluenten is het zelfzuiverend vermogen van de rivieren de voorbije decennia sterk verbeterd. Een goede ecologische kwaliteit genereert dus een beter zelfzuiverend vermogen, wat op zijn beurt weer het behoud van die ecologische kwaliteit ten goede komt. Daarom is het moeilijk te bepalen hoe groot het effect van een kwaliteitsverbetering op nutriëntenverwijdering precies is. Zoals op Figuur 9 te zien is, is er nog veel marge voor verbetering in de categorieën licht en niet verontreinigd.



Figuur 9. *Relatieve evolutie van aantal meetplaatsen in toestand van verontreiniging (MIRA 2013e)*

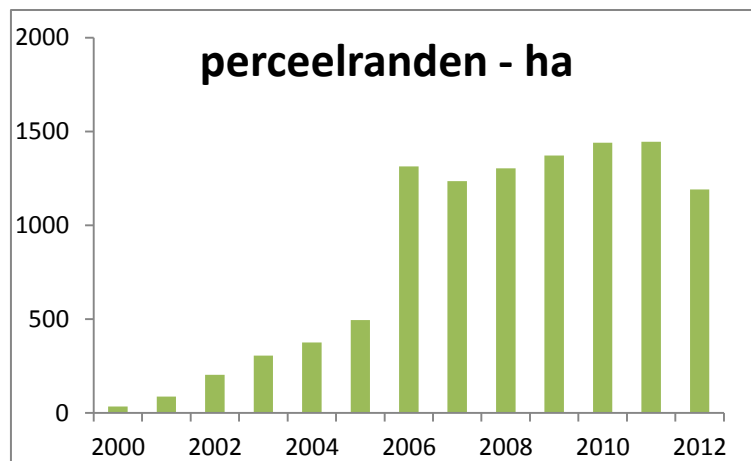
Deze verbetering in waterkwaliteit geeft echter geen eenduidig beeld. Een verbetering heeft immers ook potentieel negatieve effecten op bepaalde verwijderingsmechanismen. Zo heeft de stijging in zuurstofgehalte in onder meer de Schelde geleid tot een verhoogde omzetting van NH_4^+ naar NO_3^- (Figuur 10), maar ook een daling in de denitrificatie en een initiële stijging in de concentraties van N. Een herstel en stijging van verschillende andere processen die leiden tot stikstofretentie maken van het opvolgen van de vraag naar N-verwijdering in de Schelde een complex gegeven (Maris et al 2013).



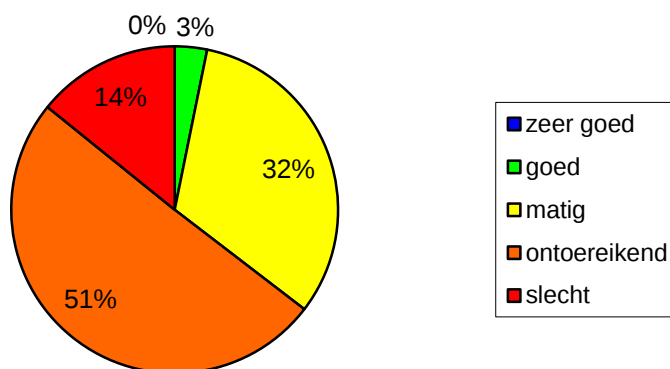
Figuur 10. Veranderingen in nitraatconcentratie in de Schelde tussen 1996 en 2011 (Maris et al 2013)

2.1.2. Gerichte herstelmaatregelen

Steeds meer wordt geprobeerd om door gerichte herstelmaatregelen zoals bufferstroken en hydromorfologische verbeteringen (hermeandering, plasbermen, doorstromingswetlands) de natuurlijke processen te herstellen of te verbeteren. Ook hier is de trend positief (Figuur 111), maar is de toestand (en bijgevolg de geaggregeerde impact op de waterkwaliteit in Vlaanderen) sterk voor verbetering vatbaar (Figuur 122). Meestal gaat het om ingrepen die verschillende doelstellingen beogen, waarvan waterkwaliteitsverbetering er één is. In de toekomst kunnen we een verdere gerichte uitbouw van dit soort ingrepen verwachten. De effecten van enkele types herstelmaatregelen worden verder besproken in dit hoofdstuk.



Figuur 11. Evolutie van het areaal perceelranden met natuurdoelen, waarvan het merendeel langs waterlopen is gelegen. (<http://www.natuurindicatoren.be/>)



Figuur 12. Huidige hydromorfologische toestand van Vlaamse waterlopen (Mira 2013g)

Kader 3: Indicator Aanbod denitrificatie

Binnen de Natura 2000 studie (Broeckx et al 2013) werd op basis van bestaande kaartlagen een indicator voor denitrificatie in de bodem ontwikkeld. In dit kaderstuk wordt kort deze kartering beschreven als voorbeeld van een mogelijke (gedeeltelijke) ecosysteemdienstanalyse. Voor meer informatie over de ontwikkelde methode en gebruik verwijzen we naar het desbetreffende rapport (Broeckx et al 2013).

De fysische potentie voor nutriëntenverwijdering door denitrificatie in bodems wordt in de eerste plaats bepaald door de bodemhydrologie. Bodems die gedurende langere perioden waterverzadigd zijn, bieden potenties voor denitrificatie. Deze fysische potentie wordt echter sterk aangetast door drainage en verdrogingseffecten van grondwaterwinningen, wat de potentiële levering van de dienst doet dalen. De inschatting van potentiële denitrificatie gebeurt aan de hand van de geschatte nitraataanvoer in combinatie met de lokale denitrificatiegraad (% verwijdering). De grondwateraanvoer (m³ aanvoer) werd berekend aan de hand van een topografische index (infiltratie – kwel) en de nitraatconcentratie van het aangevoerde grondwater werd geschat aan de hand van de N-uitspoeling afkomstig van bemesting en atmosferische depositie.

Om denitrificatie te kunnen bepalen, moeten we in de eerste plaats weten op welke locaties het grondwater voldoende ondiep is opdat er denitrificatie kan plaatsvinden, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen fysische geschiktheid (uitgaande van natuurlijke grondwaterstanden) en het potentieel met inbegrip van gemodificeerde waterstanden door drainage. Hiervoor wordt dan een procentuele stikstofverwijdering geschat. Ten tweede maken we een schatting van de aanvoer van grondwater naar deze denitrificatie-zones door lokale infiltratie-kwel patronen in kaart te brengen. Ten derde wordt een schatting gemaakt van de aangevoerde N-concentraties in het ondiepe grondwater. Dit laatste gebeurt door de lokale N-uitspoeling te berekenen die enerzijds bepaald wordt door de N-depositie (atmosferisch en landgebruik: bemesting) en anderzijds door de uitspoelingsgevoeligheid van de bodem (textuur en topografie). Voor al deze stappen wordt de methodiek beschreven in Broeckx et al (2013)

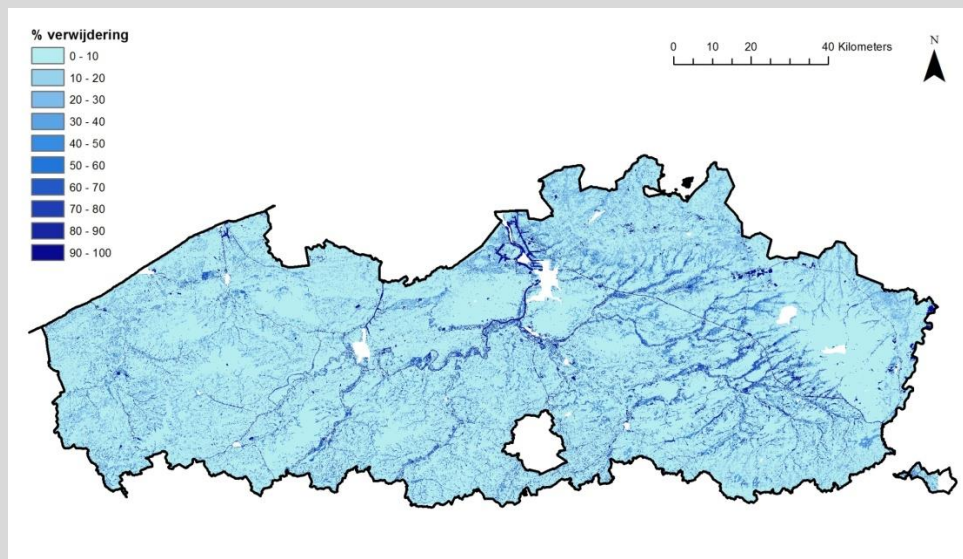
De zones waar denitrificatie potentieel kan plaatsvinden worden bepaald door de bodemhydrologie (GHG/GLG). Het bodemvochtgehalte heeft namelijk een grote invloed op de zuurstofdiffusie, welke een bepalende factor is voor het optreden van een grens tussen zuurstofrijk milieu (nitrificatie) en zuurstofarm milieu (denitrificatie). Normaal treedt denitrificatie enkel op indien de bodem voor meer dan 60% waterverzadigd is. Op basis van een aangepaste versie van de GHG/GLG – denitrificatietabel (Liekens et al 2013, Tabel 2) (denitrificatiegraad op basis van de GHG/GLG combinaties werd de uiteindelijke fysische geschiktheidskaart geschat (Figuur 13).

Tabel 2. Maximale denitrificatie in % verwijdering in functie gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG), zoals ingeschat in het kader van de natuurwaardenverkenner (Liekens et al 2013)

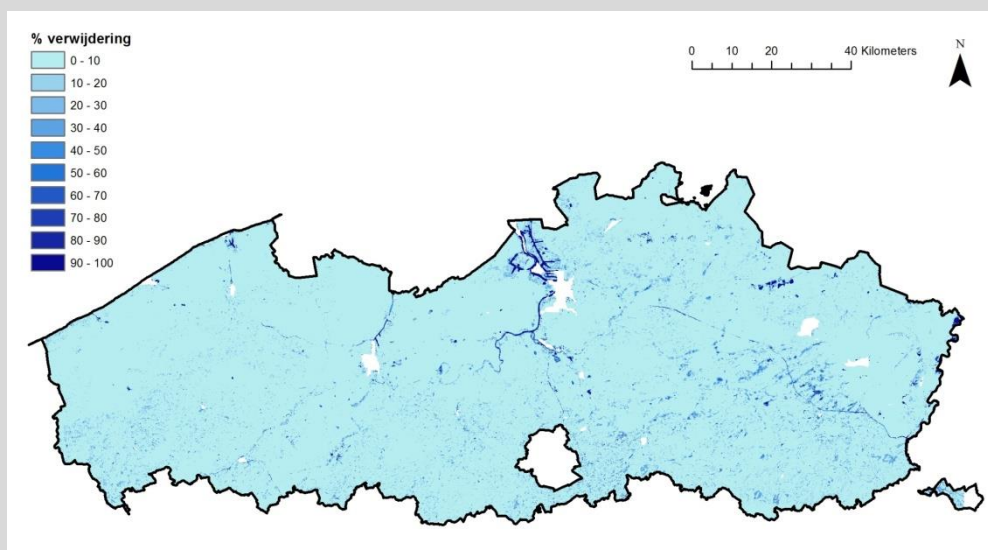
	GHG	>50	45	40	35	30	25	20	15	10	5-0
GLG											
>50		10	13	17	20	23	27	30	33	37	40
45			20	23	27	30	33	37	40	43	47
40				30	33	37	40	43	47	50	53
35					40	43	47	50	53	57	60
30						50	53	57	60	63	67
25							60	63	67	70	73
20								70	73	77	80
15									80	83	87
10										90	93
0-5											100

Denitrificatie wordt slechts marginaal in beperkte mate mee bepaald door de vegetatie, maar gunstige omstandigheden voor denitrificatie gaan wel gepaard met natte standplaatscondities en de daarmee geassocieerde natuurtypen. De kennis hierover is te beperkt om dit naar gebiedsdekkende kaarten voor Vlaanderen te vertalen. Hydrologische aspecten gerelateerd aan het landgebruik bepalen wel mee de huidige denitrificatie. Door ingrepen in het hydrologisch systeem (drainage, wateronttrekking, versnelde afvoer) is er een groot verschil tussen fysische geschiktheid en potentieel aanbod. Op dezelfde wijze als voor fysische geschiktheid werd dus het potentiële aanbod voor denitrificatie geschat (Figuur 14), maar dit keer op basis van de actuele waterstanden die een gevolg zijn van het landgebruik.

Naast het hierboven beschreven proces, zijn er ook andere plaatsen in het systeem waar denitrificatie kan plaatsvinden bv. dieper grondwater of waterbodems (Pribyl et al. 2005). Hierdoor geeft de kartering maar een gedeeltelijk beeld van de verwijdering van stikstof door denitrificatie. Om een volledig beeld te krijgen van dit onderdeel van de ecosysteemdienst zijn er bijkomende analyses nodig.



Figuur 13. Fysische geschiktheid voor denitrificatie (% verwijdering) onder natuurlijke bodemhydrologie (geen drainage)



Figuur 14. Potentieel aanbod voor denitrificatie (% verwijdering) onder actuele bodemhydrologie

2.2. Toestand en trend van vraag naar regulatie van waterkwaliteit

De vraag naar verwijdering van nutriënten is een combinatie van de hoeveelheden vrijgestelde nutriënten via de biofysische processen en waterstromingen tot op de locaties waar de ecologische en beleidsdoelstellingen (concentraties en/of vuilvrachten) behaald moeten worden. Ergens langsheen deze route vinden de verschillende processen plaats die het aanbod aan waterkwaliteitsregulatie bepalen.

Over de hoeveelheden stikstof en fosfor die vrijgesteld worden in Vlaanderen bestaan er vrij veel gegevens. Deze data worden vaak in het kader van de milieurapportage (MIRA) opgesteld en in de tijd opgevolgd. Hierdoor kan er een goed beeld worden gevormd van wat er vandaag aan nutriënten wordt vrijgesteld in ons milieu, waar en hoe. Ook voor de evaluatie van waterkwaliteitsdoelstellingen zijn aanzienlijk wat cijfers beschikbaar.

Het is echter veel minder duidelijk wat er in tussentijd gebeurt: hoe nutriënten zich na de vrijstelling in het milieu door het systeem bewegen. Hier bevinden zich de kennishiaten die een duidelijk ruimtelijk beeld van de vraag naar deze ESD in de weg staan. Op basis van de beschikbare gegevens kan echter wel een beeld worden gevormd van de input aan nutriënten en van de *resterende* vraag. Dit is het deel van de vraag dat vandaag nog niet wordt ingevuld door natuurlijke en technologische zuivering en staat gelijk aan het aanbod-deficit.

2.2.1. Input van nutriënten

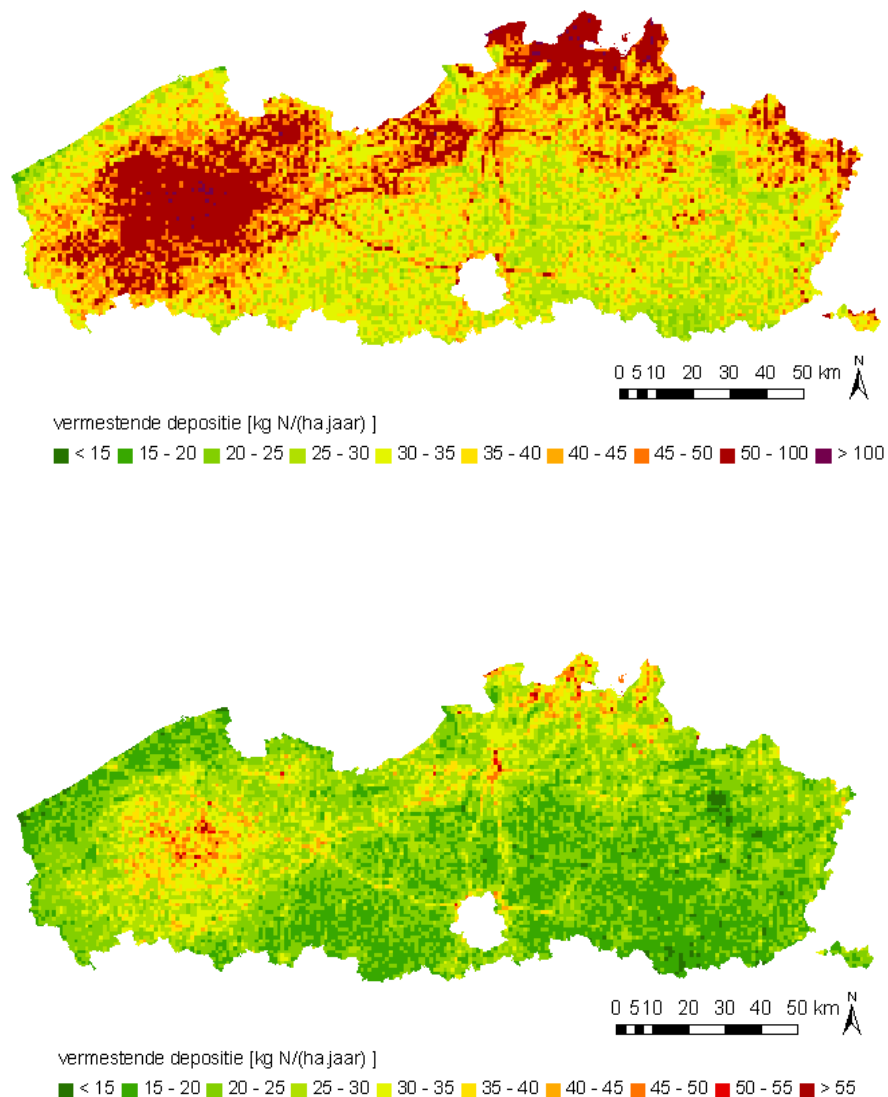
Een duidelijk overzicht van de verschillende bronnen in Vlaanderen wordt gegeven in Coppens et al (2013). Deze studie in opdracht van het MIRA brengt de stikstof- en fosforstromen in Vlaanderen in kaart en geeft een duidelijk beeld van hoe de verschillende sectoren bepaalde hoeveelheden N en P vrijstellen aan bodem (bodem en grondwater), water (oppervlaktewater, Tabel 3) en lucht (Tabel 3). Hoewel de studie een beeld geeft van de verhoudingen tussen de verschillende sectoren, geeft deze geen ruimtelijk voorstelling. Hiervoor moet teruggerepen worden naar specifieke sectorale rapporten. In dit deel wordt een kort overzicht gegeven van de ruimtelijke spreiding en trend van: atmosferische N-depositie, bodembalans landbouw en huishoudelijke lozingen. We bespreken hier kort de toestand en trend van deze nutriëntenbronnen.

Tabel 3. *Uitvoer van stikstof en fosfor naar het water in Vlaanderen (Coppens et al 2013)*

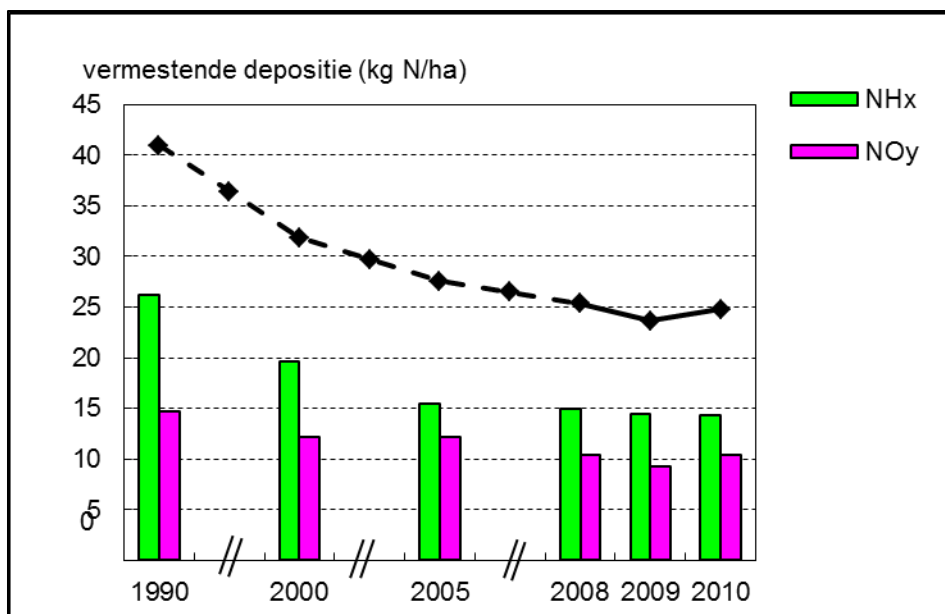
	kton N	%	kton P	%
Voedingsindustrie	0,74	2	0,14	4
Veevoederindustrie	0,01	0		0
Plantaardige productie	19,35	51	1,17	33
Dierlijke productie		0		0
Huishoudens en handel & diensten	9,5	25	1,35	38
Afvalverwerking		0		0
Transport en energie	0,24	1	0,01	0
Openbare afvalwaterzuivering	5,01	13	0,7	20
Biomassaverwerking		0		0
Chemische en overige industrie	1,41	4	0,18	5
Lucht	1,95	5		0
Water		0		0
Bodem		0		0
Totaal	38,21		3,55	

2.2.2. Atmosferische N-depositie

Atmosferische N-depositie (kg N/ha) wordt geschat door het VLOPS-model (Vlaamse versie Operationeel Prioritaire Stoffen) van het VITO (Figuur 15). Het berekent concentraties en deposities van vermistende stoffen met een geografische resolutie van $1 \times 1 \text{ km}^2$. Voor 2009 werd een gemiddelde N-depositie van 26 kg N/ha berekend. De depositie is het hoogste in veeteeltgebieden (West-Vlaanderen en het noorden van de provincie Antwerpen), in steden en rond grote verkeersassen. In vergelijking met 1990 is de atmosferische depositie sterk gedaald (Figuur 16) maar blijft ze de laatste jaren eerder stabiel (MIRA 2013d).



Figuur 15. Jaarlijkse atmosferische N-depositie (kg N/ha) spreiding Vlaanderen (1990 en 2009) (MIRA 2013d)



Figuur 16. Jaarlijkse atmosferische N-depositie (kg N/ha) in Vlaanderen (MIRA 2013d)

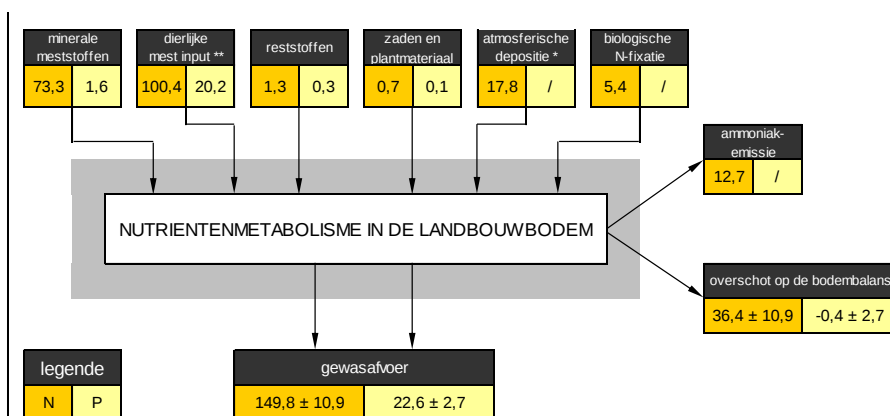
2.2.3. Bodembalans landbouw

Eveneens in het kader van het MIRA wordt de bodembalans van Vlaanderen berekend. Hierbij wordt nagegaan in welke mate nutriënteninput in landbouwgebieden in verhouding staat met het gebruik en in hoeverre nutriëntenoverschotten bodem, lucht en water belasten. Lenders et al (2012) berekenden de bodembalans voor de jaren 2007 en 2009. In deze studie wordt er rekening gehouden met de input van nutriënten vanuit verschillende mestvormen, plantmateriaal, N-fixatie en atmosferische depositie. Gewasafvoer en ammoniakemissie worden als mogelijke vormen van verwijdering in rekening gebracht. Het (eventuele) overschot van de bodembalans vormt een indicatie van mogelijke verliezen van nutriënten naar de bodem (en grond- en oppervlaktewater) (Figuur 17).

VMM Milieuraapport Vlaanderen

Bodembalans van de landbouw in 2010

bron: AMS op basis van Mestbank-ALV en VMM



* voorlopig cijfer

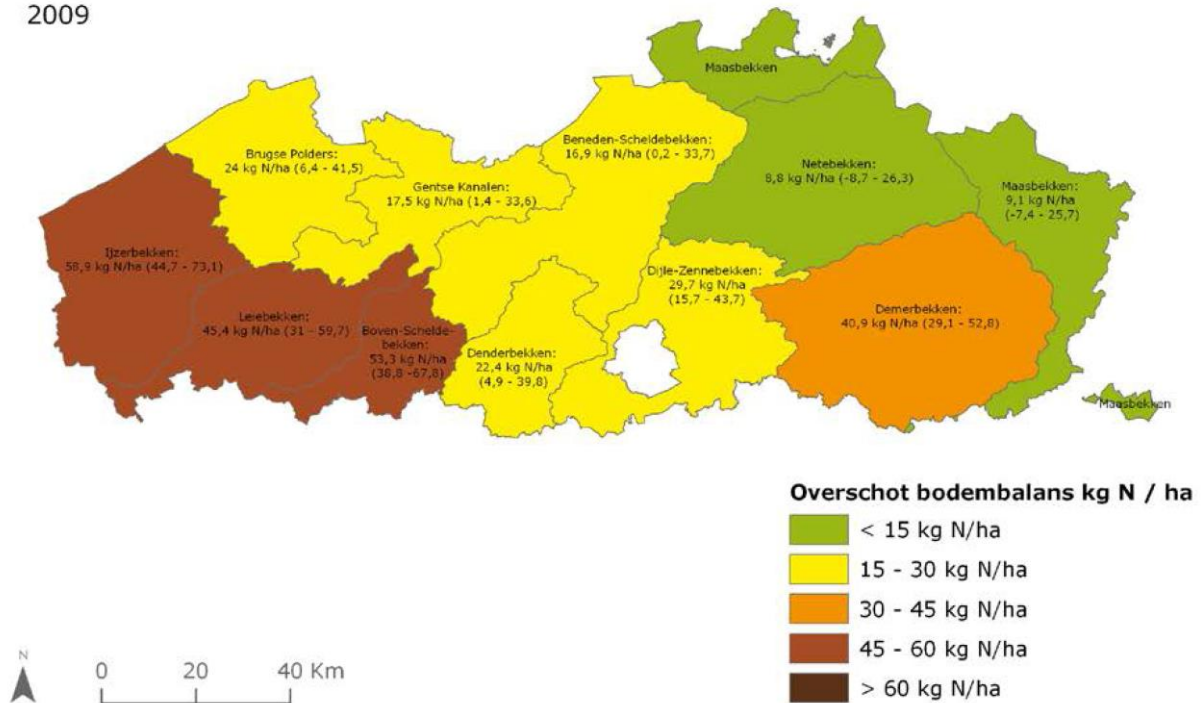
** diervlijke mestinput = diervlijke mestproductie + mestinvoer - mestuitvoer - mestverwerking - stikstofverliezen in stal en mestopslag

Figuur 17. Opbouw van de bodembalans (MIRA 2013f)

Uit de studie blijkt dat in 2009 het N overschot op 30.7 ± 15.4 N/ha lag. Terwijl voor P de waarde -0.7 ± 4.0 P/ha werd berekend. Er zijn echter sterke verschillen in N en P waardes tussen de verschillende rivierbekkens in Vlaanderen (Figuur 18 & Figuur 19). De N-overschotten vinden we voornamelijk in het zuiden van West-Vlaanderen. Ook het Demerbekken kent nog steeds aanzienlijke overschotten. Voor P zijn de ruimtelijke verschillen minder uitgesproken.

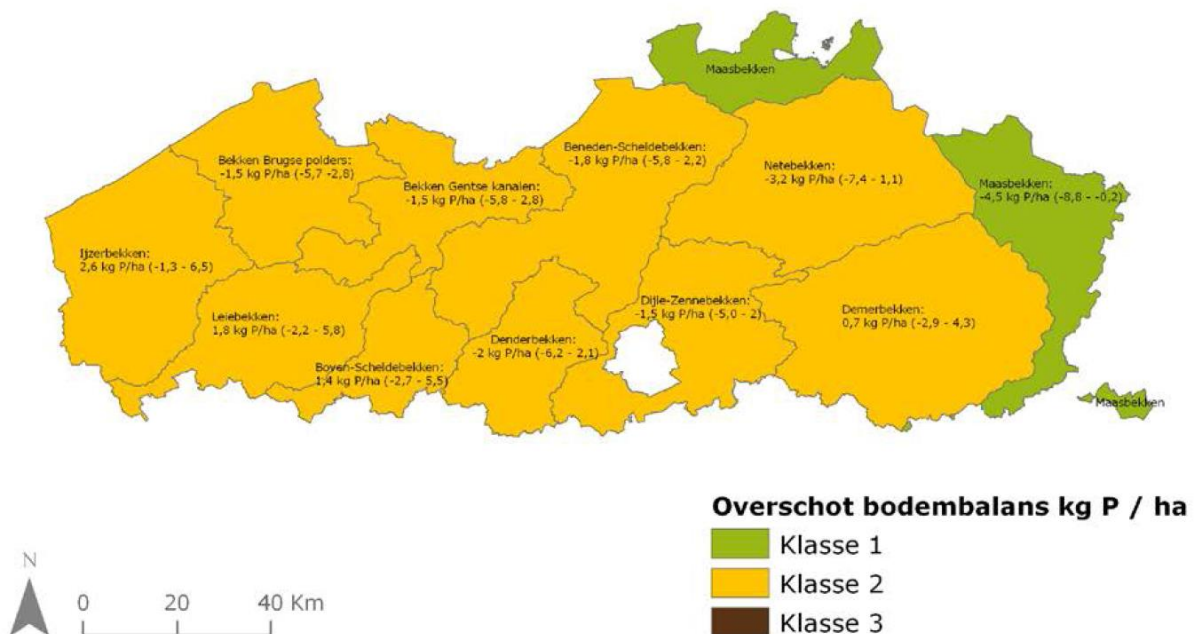
In de periode 2007-2009 dalen de N- en P-overschotten licht (Figuur 20 & Figuur 21). Maar niet in alle bekkens zet de daling zich even sterk door. Voor de Gentse Kanalen stijgt het overschot bijvoorbeeld tussen 2008-2009. Hetzelfde doet zich voor in het IJzerbekken, het Leiebekken en het Boven-Scheldebekken. De toestand van deze indicator is gunstig (MIRA 2013f).

2009

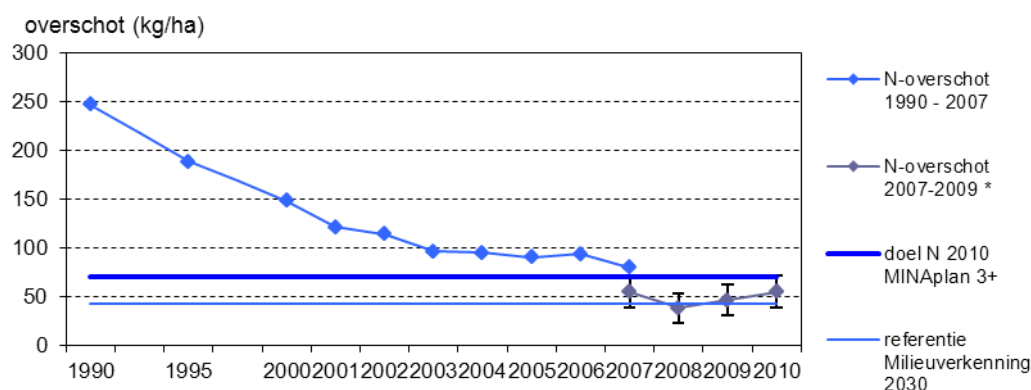


Figuur 18. Overschot (kg N/ha) op de bodembalans per rivierbekken (Lenders et al 2012)

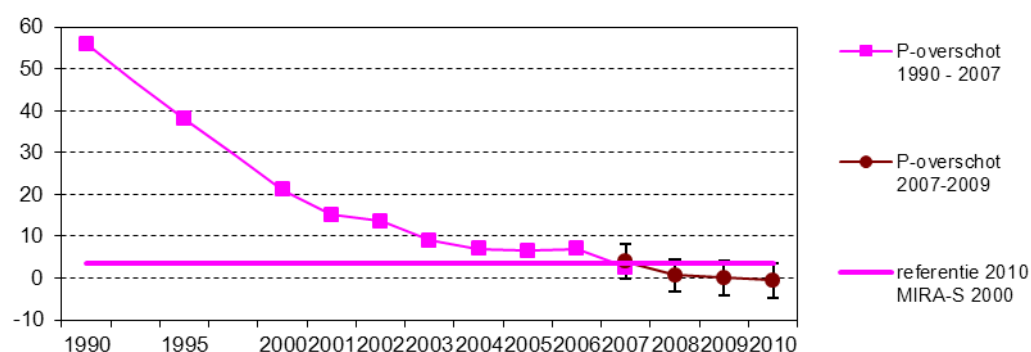
2009



Figuur 19. Overschot (kg P/ha) op de bodembalans per rivierbekken (Lenders et al 2012)



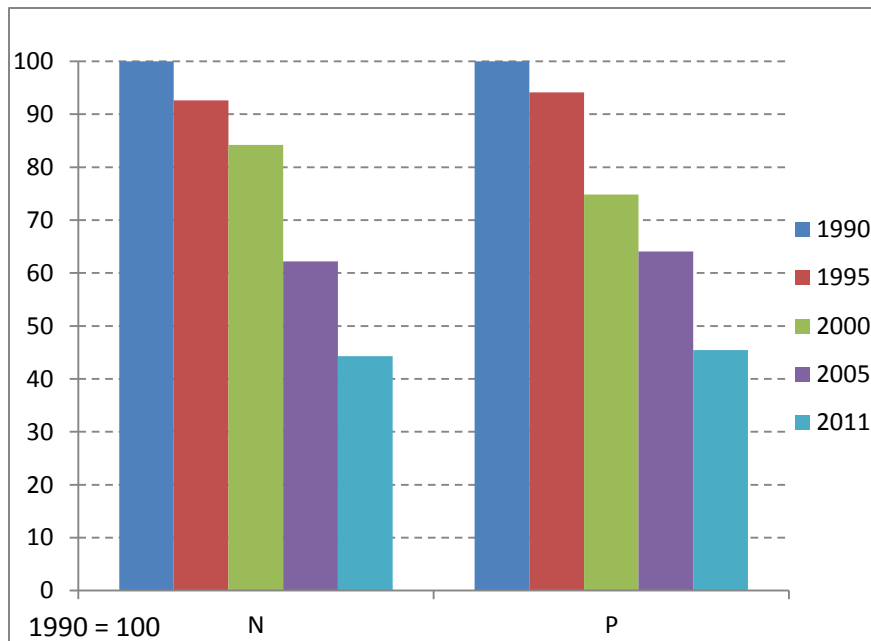
Figuur 20. Stikstofoverschot op de bodembalans (Vlaanderen, 2007-2009) (Lenders et al 2012)



Figuur 21. Fosforoverschot op de bodembalans (Vlaanderen, 2007-2009) (Lenders et al 2012)

2.2.4. Huishoudelijke lozingen

Afvalwater afkomstig van huizen, handel en diensten zijn verantwoordelijk voor een aanzienlijk deel van de lozingen naar het oppervlaktewater (Tabel 3). Nochtans hebben de investeringen in waterzuiveringsinfrastructuur van de voorbije decennia geleid tot een aanzienlijke reductie van N- en P lozingen (Figuur 22). Enerzijds zijn deze verminderingen het gevolg van de uitbouw van de rioleringsinfrastructuur, anderzijds is het zuiveringsrendement van de waterzuiveringsstations zelf stelselmatig gestegen. Hierdoor worden grote hoeveelheden nutriënten verwijderd uit het milieu en is de nutriëntenbelasting in veel waterlopen sterk gedaald. Anderzijds resulteert de ontwikkeling van de waterzuiveringsinfrastructuur tot een reeks grote puntlozingen (aggregatie van gezuiverd afvalwater) waardoor een lokale toename in overschrijdingen kan ontstaan. Ondanks de inspanningen die al geleverd werden, lag de zuiveringsgraad in 2012 slechts op 79% (onder de doelstelling van 2010 van 80%) (MIRA 2013b).

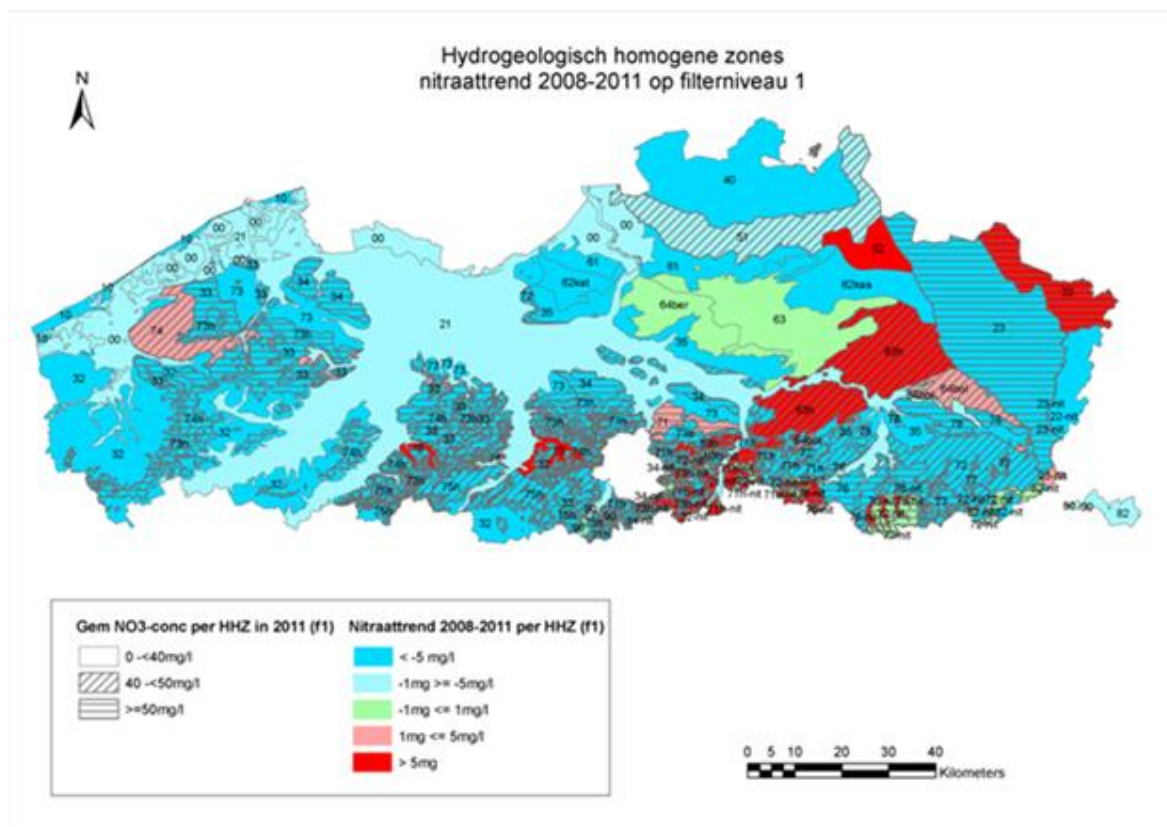


Figuur 22. Evolutie van de belasting van oppervlaktewater met N en P door huishoudens (Vlaanderen, 1990-2011)(MIRA 2013c)

De waterkwaliteit die gemeten wordt in grond- en oppervlaktewateren is de resultante van de hierboven geïllustreerde nutriëntenvrijstellingen en de natuurlijke en technologische retentie- en verwijderingsprocessen. Een evaluatie van de waterkwaliteit geeft dan ook geen onderscheidend beeld van de vraag, het aanbod of het gebruik van de dienst. De waterkwaliteitsevaluatie geeft wel een beeld van de locaties waar er geen goede chemische waterkwaliteit is en waar er dus een *resterende* vraag naar regulatie van waterkwaliteit aanwezig is. We illustreren in het kort de resterende vraag voor grond- en oppervlaktewater.

2.2.5. Resterende vraag naar regulatie grondwaterkwaliteit

De resterende vraag naar waterkwaliteitsverbetering in het grondwater kan kwalitatief in kaart worden gebracht door de toestand en trend van de grondwaterkwaliteit te bekijken. Op basis van het grondwatermeetnet van Vlaanderen kan er een beeld gevormd worden van de huidige toestand van het grondwater en de trend van de grondwaterkwaliteit (Figuur 23) (VMM 2012). Deze gegevens laten toe om gebieden te selecteren die niet voldoen aan de huidige normen en/of een negatieve trend kennen. Deze gebieden kunnen als prioritaire gebieden geselecteerd worden voor de verwijdering van stikstof en aanzien worden als zones met een grote vraag naar stikstofverwijdering of preventiemaatregelen die de instroom doen afnemen. De toestand- en trendklassen in deze kaart zouden zodoende kunnen worden omgezet naar prioritaire vraagklassen. Uit figuur 23 blijkt dat, verspreid over Vlaanderen, verschillende hydrogeologische zones hoge nitraatconcentraties en een stijgende trend kennen. Deze gebieden kunnen aanzien worden als zones met een grote vraag naar nitraatverwijdering.

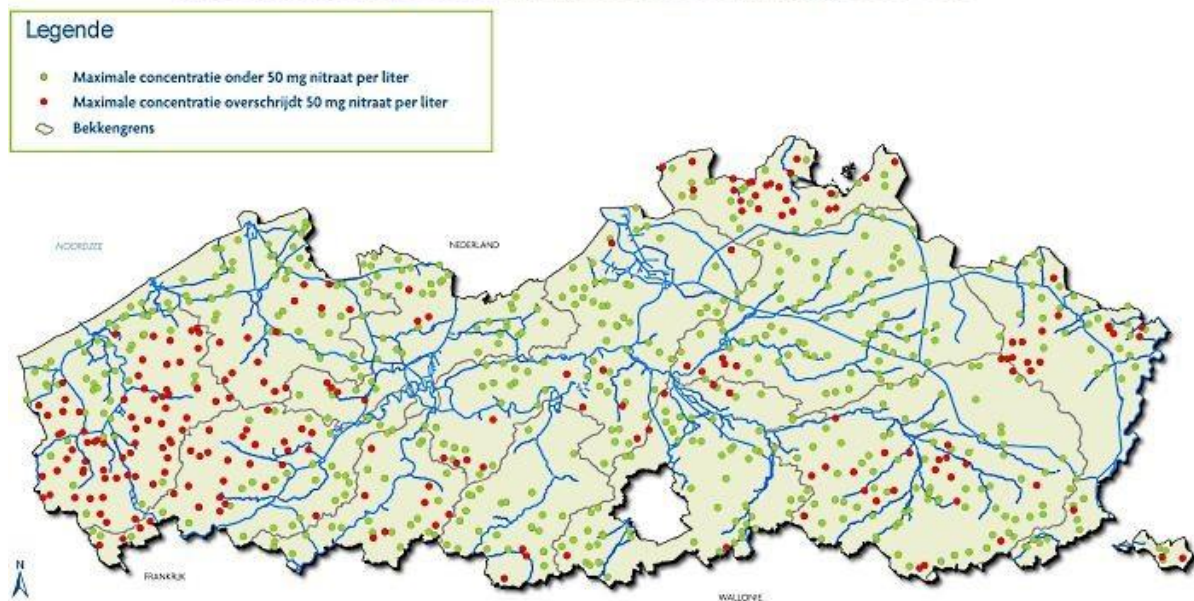


Figuur 23. Nitraattoestand en trend in de verschillende hydrogeologische zones van Vlaanderen tussen 2008 en 2011 (VMM 2012, MIRA 2013a)

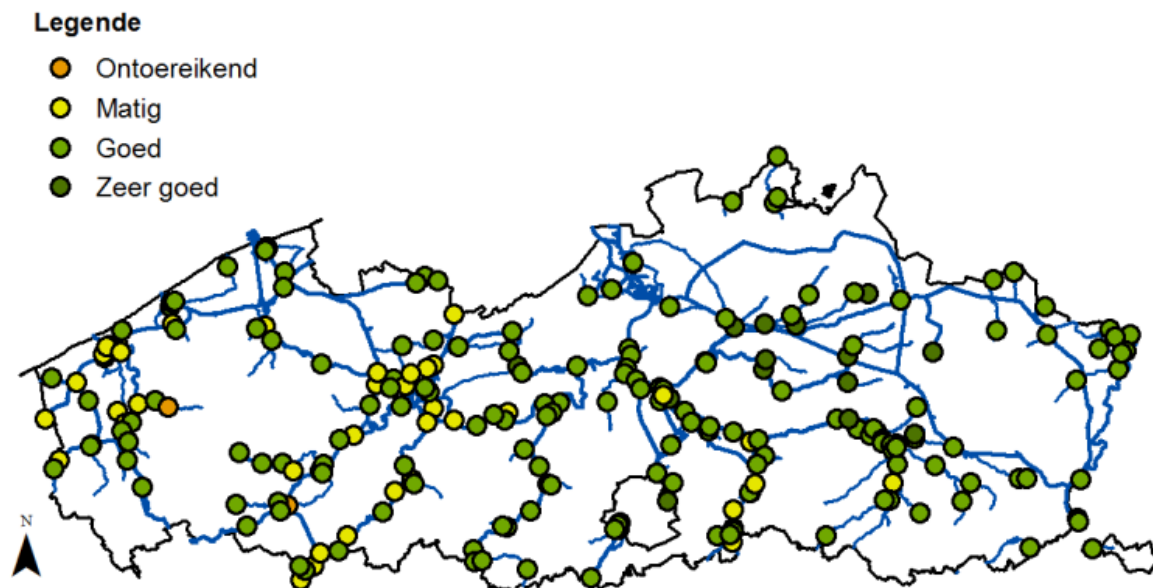
2.2.6. Resterende vraag naar regulatie oppervlaktewaterkwaliteit

Uit de analyses van het MAP-metnet en de operationele meetplaatsen voor de Kaderrichtlijn Water blijkt dat verspreid over Vlaanderen de verschillende N- en P-normen niet gehaald worden (Figuur 24, Figuur 25, Figuur 26 en Figuur 27). Er is dus nog steeds een grote bijkomende vraag naar waterkwaliteitsverbetering aanwezig in Vlaanderen. Deze vraag verschilt van locatie tot locatie, maar ook per seizoen en over de verschillende parameters. De vraag wordt in de eerste plaats bepaald via concentratieverschillen en periodes van overschrijding, maar moet nadien vertaald worden naar te verwijderen vuilvrachten, wat op fijnere schaal niet mogelijk blijkt.

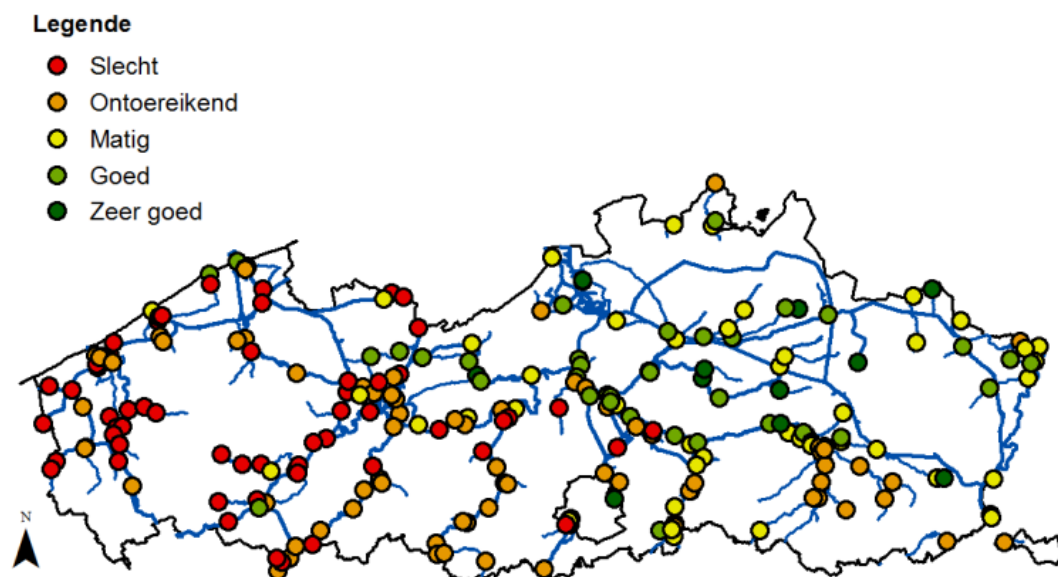
MAP-meetnet getoetst aan de drempelwaarde van 50 mg nitraat per liter
uit de Nitraatrichtlijn en het Mestdecreet in het winterjaar 2011 - 2012



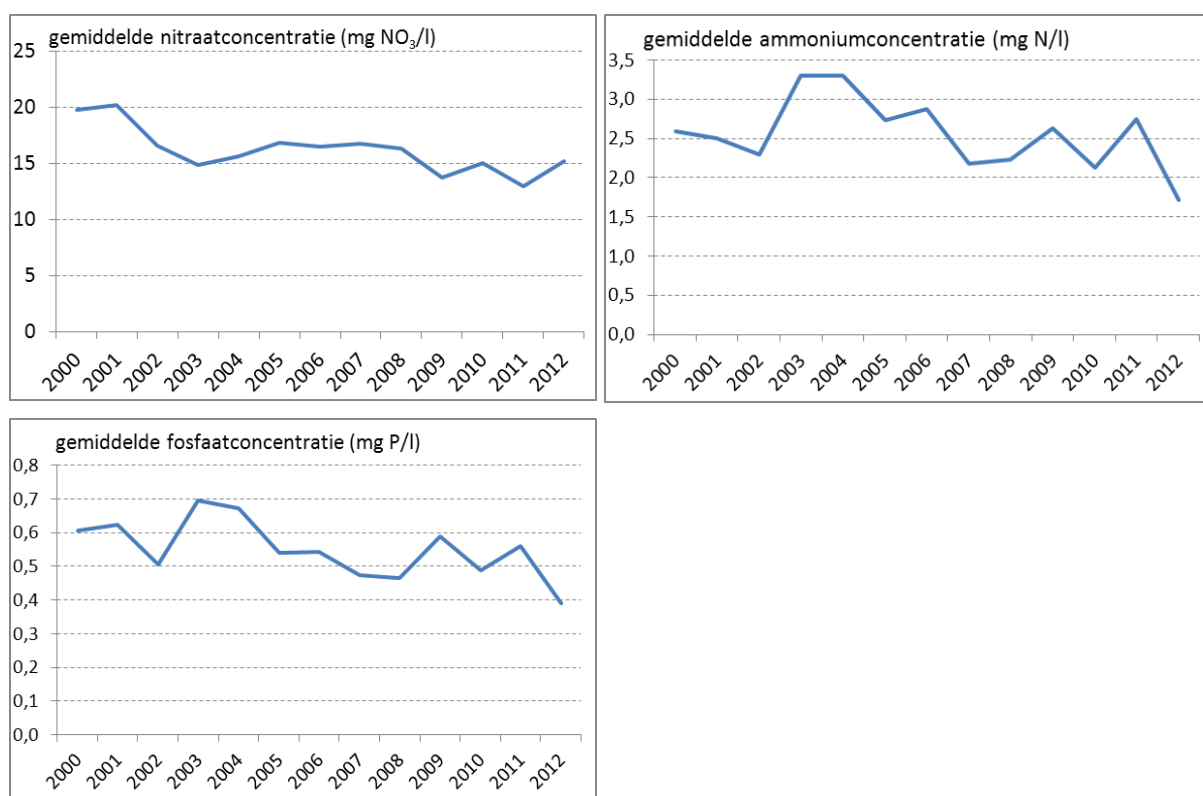
Figuur 24. MAP-meetnet getoetst aan de drempelwaarde van 50 mg nitraat per liter uit de Nitraatrichtlijn en het Mestdecreet in het winterjaar 2011-2012 (VMM 2013)



Figuur 25. Resultaten van de operationele meetplaatsen Kaderrichtlijn Water getoetst voor NO_3^- in 2011 (VMM 2013)



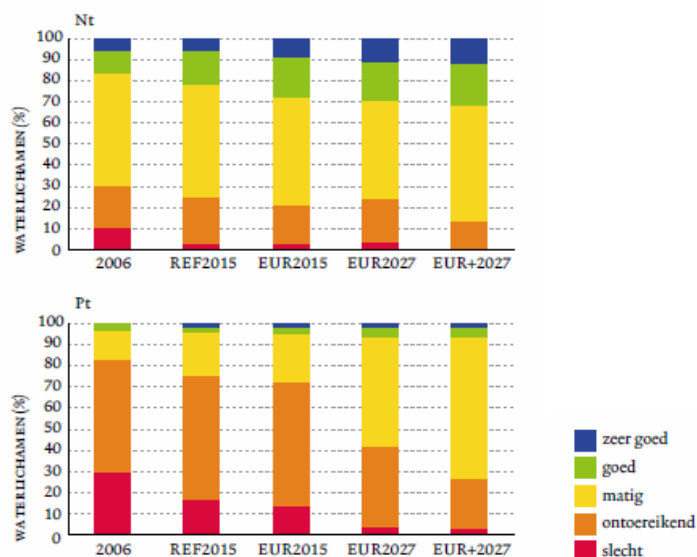
Figuur 26. Resultaten van de operationele meetplaatsen Kaderrichtlijn Water getoetst voor oPO_4^- in 2011 (VMM 2013).



Figuur 27. Evolutie van de nitraat, ammonium en fosfaatconcentratie in de oppervlaktewateren in Vlaanderen tussen 1990 en 2010 (MIRA 2011a).

De dalende trends die zichtbaar zijn bij de sectorale nutriëntenbelastingen, zijn ook terug te vinden in de gemeten concentraties in het oppervlaktewater. Zowel voor ammonium en nitraat zijn de gemiddelde concentraties stapsgewijs gedaald en het aantal meetpunten dat voldoet aan de waterkwaliteitsnormen gestegen (Figuur 27). Over de hele periode 2000-2012 bekeken, vertonen de gemiddelde concentraties fosfaat en nitraat een geleidelijke verbetering. De ammoniumconcentraties vertonen sinds 2003 eveneens een verbetering. Die positieve evolutie is te danken aan de daling van de emissies naar het oppervlaktewater.

Om de waterkwaliteit verder te verbeteren, is het nodig de waterzuivering verder uit te breiden en te verbeteren. Daarnaast is er vooral nog een reductie van de verliezen vanuit de landbouw nodig. In de Milieuverkenning 2030 wordt een reeks maatregelenscenario's uitgewerkt waarbij een deel van de vooropgestelde bijkomende maatregelen uit de bekkenbeheerplannen worden doorgerekend (Figuur 28). Hieruit blijkt dat zelfs bij het meest doorgedreven scenario een aantal waterlichamen nog steeds in de categorieën 'slecht' en 'ontoereikend' blijven. De input vuilvrachten blijft te hoog. Daarnaast heeft voor stikstof de verbetering in de zuurstofhouding een negatief effect: door de hogere zuurstofconcentraties zal er minder nitraat omgezet worden naar N_2 en vrijgesteld worden naar de atmosfeer.



Figuur 28. Verdeling van de gemodelleerde waterlichamen in fysisch-chemische kwaliteitsklassen (Van Steertegem 2009)

De scenario's houden echter nog geen rekening met de verbeteringen van structuurkenmerken (hermeandering, natuurvriendelijke oevers, inschakeling van overstromingsgebieden...) aangezien de bestaande modellen deze niet kunnen opnemen. De scenario's tonen aan dat er zelfs bij een volledige uitwerking van het bestaande maatregelenprogramma, er een resterende vraag blijft bestaan voor waterkwaliteitsverbetering en hierin schuilen opportuniteiten voor de ontwikkeling en de uitbouw van de ecosysteemdienst 'regulatie van de waterkwaliteit'. Om deze maatregelen gericht te kunnen inzetten, is een verder doorgedreven analyse van de huidige levering van de ecosysteemdienst noodzakelijk.

2.3. Conclusie Toestand en trend

Het volledig en kwantitatief in kaart brengen van de ecosysteemdienst 'Regulering van de waterkwaliteit' in Vlaanderen vraagt om aanvullende data en informatie die vandaag niet beschikbaar zijn. Gezien de complexiteit van het systeem en de huidige kennis- en datahiaten lijkt het niet realistisch dat deze kartering op niveau Vlaanderen op korte termijn haalbaar zal zijn. Wellicht is het realistischer en ook relevanter om enerzijds op een groter schaalniveau grote patronen te analyseren en op een kleiner schaalniveau en vanuit een duidelijke beleids- of beheervraag gerichte analyses uit te werken voor een deelbekken of specifiek riviersysteem. Het ontwikkelen van tools, modellen en methodieken die op een kleiner schaalniveau deze analyses kunnen ondersteunen en kunnen omgaan met de verder aangegeven staande hiaten of deels kunnen invullen, lijkt dan ook een eerste belangrijke stap in het beter begrijpen van deze ecosysteemdienst in Vlaanderen.

3. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD

Beslissingen in land- en grondstoffengebruik worden gestuurd door een aantal socio-economische en macro-ecologische factoren. Deze worden opgedeeld in een aantal categorieën 'indirecte drivers'. De indirecte drivers worden op hun beurt weer beïnvloed door de geaggregeerde effecten van deze beslissingen. De indirecte drivers worden opgedeeld in **demografie, economie, socio-politiek, cultuur & religie, wetenschap & technologie**.

Beslissingen over land- en grondstoffengebruik hebben ook rechtstreekse effecten op het ecosysteem. Deze effecten worden gecategoriseerd in een reeks 'directe drivers'. In de wisselwerking tussen governance, directe en indirecte drivers bevinden zich de 'knoppen' welke vraag, aanbod en gebruik van ecosysteemdiensten en hun onderlinge beïnvloeding bepalen. Directe driver-categorieën zijn **veranderingen in landgebruik, verontreinigende stoffen en nutriënten, exploitatie, klimaatverandering en introductie van exoten**.

In het volgende onderdeel worden de belangrijkste indirecte en directe drivers met betrekking tot de regulatie van waterkwaliteit besproken.

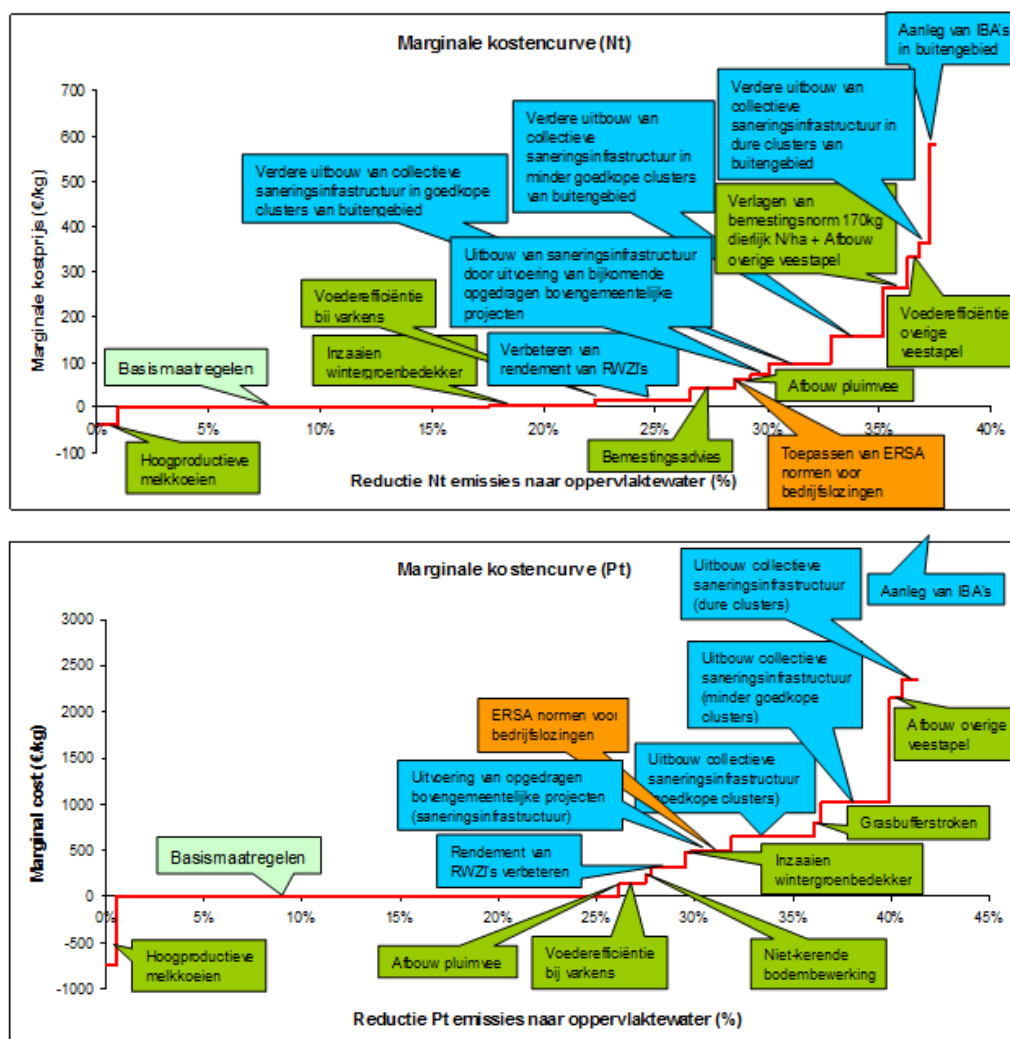
Demografische ontwikkelingen hebben een evidente impact: de groeiende bevolkingsdichtheid in Vlaanderen, gecombineerd met het stijgende consumptiegedrag, heeft een grote weerslag op de voedselproductie (veeteelt, industriële landbouw) en de input van nutriënten in het systeem. Dit heeft een onmiddellijke weerslag op de hoeveelheid nutriënten en nutriëntencycli. *De economische context*, die mee de welvaart en het productie- en consumptiegedrag bepaalt, spelen hierin ook een belangrijke rol. In het huidige economische model worden milieukosten namelijk niet voldoende meegenomen, zodat keuze-opties welke gepaard gaan met een grotere uitstoot van nutriënten vaak winstgeverder zijn en de voorkeur krijgen, zoals bv. het ontwikkelen van een niet-grondgebonden veeteelt, waarvoor grote hoeveelheden nutriënten worden ingevoerd (Leip 2011). De import van fosfor als kunstmest en de uitstoot van NO_x door de veelvuldige transporten zijn hiervan goede voorbeelden.

Culturele aspecten als het ontstaan van een markt voor bio-producten en ecologische consumptie, samen met socio-politieke maatregelen als subsidiëringen en restricties kunnen echter ook een positief effect hebben op deze markten. De maatschappelijke vraag naar voldoende water van goede kwaliteit wordt dan ook vertaald in een aantal wettelijk vastgelegde normen (BS 9 juli 2010). In het bepalen van deze laatste speelt wetenschap een essentiële rol. Subsidies maken een belangrijk deel uit van het instrumentarium dat de Vlaamse overheid tot haar beschikking heeft. In combinatie met de bestaande of nieuwe wetgeving kan het een actieve rol spelen in beheer van zowel vraag en aanbod naar de ESD. Subsidies kunnen zowel reducties in nutriëntenvrijstelling aanmoedigen (vb. verminderd gebruik gewasbeschermingsmiddelen en meststoffen in sierteelt (Landbouw en Visserij 2012) als aanleg of behoud van bepaalde ecosystemen of bodemcondities die in staat zijn om nutriënten te verwijderen (bv. steun voor groenbedekkers) of denitrificatie stimuleren (Landbouw en Visserij 2012). Zo keerde de Vlaamse overheid in 2013 12.000.000€ uit aan landbouwers om hun percelen (20.000ha van de +/- 616.000ha benutte landbouwgrond) minder te bemesten. Daarnaast kunnen subsidies ook een belangrijke impact hebben op het landgebruik (zie directe drivers). In het kader van 'betaling voor ecosysteemdiensten' (PES, payments for ecosystem services) is het essentieel onderscheid te maken tussen het 'de vervuiler betaalt' principe en een PES subsidiëring.

Technologische ontwikkelingen kunnen een belangrijke impact hebben op de waterkwaliteit door de input van nutriënten in het milieu te beperken. Ook verschuivingen van teeltmethodes kunnen leiden tot een verminderde input van N en P, bv. door het bedekt houden van de bodem tijdens de winter. Innovaties in milieutechnieken en in het bijzonder de waterzuiveringssector kunnen leiden tot een efficiëntere verwijdering van nutriënten uit het afvalwater. Andere innovaties die leiden tot een verminderd energieverbruik of veranderingen in energieproductietechnieken kunnen dan weer de vrijstelling van N verbindingen in de atmosfeer verlagen, bijvoorbeeld een verschuiving van stikstofhoudende brandstoffen zoals steenkool naar andere brandstoffen. Daarnaast kan ook een verbetering in het opvangen van de nutriënten (e.g. selectieve katalisatie van NO_x-componenten) uit steenkoolcentrales een effect hebben op de onmiddellijke vrijstelling in de lucht. Een reductie in uitstoot kan dan leiden tot een daling in de atmosferische depositie en de vraag naar N verwijdering uit het milieu, aangezien energieproductie nu verantwoordelijk is voor 1/3 van de NO_x-uitstoot (MIRA 2011b).

Technologische oplossingen zijn vaak duurder, wat wordt bevestigd door de studie van Broeckx et al (2008), waaruit blijkt dat de maatregelen voor het halen van de waterkwaliteitsnormen erg duur zijn en dat deze veelal nog niet volstaan om de norm te halen (Figuur 29). De huidige *resterende*

vraag voor verbetering van de waterkwaliteit is nog steeds erg hoog en de opportuniteiten voor het inzetten van ecologische maatregelen stijgen naarmate de andere maatregelen duurder worden. Daarnaast zal deze resterende vraag zich wel meer en meer gaan beperken tot een aantal kerngebieden.



Figuur 29. Marginale kostencurves voor zuivering van N en P. Deze curves geven aan tegen welke bijkomende kost maatregelen een bepaalde reductie van de emissies kunnen realiseren. De maatregelen zijn hierbij geordend volgens een stijgende marginale kost (€/kg reductie). Hoe hoger de trede op de curve, hoe hoger de bijkomende kost voor de desbetreffende maatregel. Hoe breder de trede op de curve, hoe groter de emissiereductie voor de desbetreffende maatregel (Broekx et al 2008).)

Zo goed als alle directe drivers spelen vooral een belangrijke rol in vraag en aanbod van de dienst 'regulatie van waterkwaliteit'. Wijzigingen in landgebruik spelen hierbij de meest bepalende rol (de la Cretaz et al 2007). De complexiteit van de ecologische processen maakt het effect van landgebruiksveranderingen echter niet steeds eenduidig. Hieronder worden enkele algemeen voorkomende *landgebruikswijzigingen* en hun mogelijke effecten beschreven.

- Een *toename in bos* ten koste van akkers zal over het algemeen een positieve impact hebben op de waterkwaliteit. Bossen zijn in staat om grote hoeveelheden nutriënten in hun biomassa vast te leggen. Op deze manier kan de uitspoeling naar het grondwater sterk verminderen. Daarnaast bufferen bossen de neerslag en vermindert de oppervlakkige afstroming, zodat erosie van sediment-gebonden nutriënten (fosfaten) minder in het oppervlaktewater terechtkomen. Ook de afwezigheid van meststofgebruik in deze gebieden zal helpen bij de verbetering van de waterkwaliteit.

- Ook de *omzetting van akkers naar andere groene ruimte* zal in het algemeen een positief effect hebben op de waterkwaliteit. Enerzijds speelt hier ook de reductie in gebruik van nutriënten. Anderzijds gaat het herinrichten van de groene ruimte vaak samen met het (gedeeltelijk) herstellen van de natuurlijke waterhuishouding. Dit gaat meestal gepaard met een vernatting van de gebieden welke kan leiden tot een lagere decompositie van het organisch materiaal (= stijging van de retentie) en een verhoging van de denitrificatie. Daar staat tegenover dat vrijstelling van N₂O (klimaatopwarming) en fosfor kan vergroten.
- *Gebruiksconversie* binnen landbouwgebied kan een grote impact hebben op de bemesting en bodembewerking. Hierdoor kan de nutriëntenvrijstelling en uitspoeling via grondwater en oppervlakkige afstroming sterk worden beïnvloed. Maar ook retentie of denitrificatie kan stijgen door bijvoorbeeld vernatting van weilanden voor natuurdoelen. Fosfaten die na jaren van bemesting opgeslagen liggen in de bodem kunnen bij vernatting echter op vrij korte termijn vrijkomen uit de bodem en leiden tot een sterke eutrofiëring van het gebied en de benedenstroomse waterlopen (vb. Niedermeier and Robinson 2009).
- *Urbanisatie* kan dan weer een effect hebben op de productie van afvalwater. Afhankelijk van de hoeveelheid, het type en de manier van verwerking (rechtstreekse lozing, lokale waterzuivering, riolering en waterzuiveringsstation) kan dit de waterkwaliteit positief of negatief beïnvloeden. Het voordeel van een meer geconcentreerde bebouwing is dat het eenvoudiger is om een goede waterzuiveringsinfrastructuur op te bouwen en te onderhouden, waardoor de waterzuivering efficiënter kan verlopen. Anderzijds gaat urbanisatie vaak gepaard met het verharden van oppervlaktes waardoor minder infiltratie en bijgevolg natuurlijke zuivering kan optreden.
- *Bosontginning* kan een grote impact hebben op de vrijstelling van nutriënten in het water. Bossen hebben een sterke bufferfunctie waarbij de vrijgestelde nutriënten vrijwel onmiddellijk terug worden opgenomen. In pristiene condities worden er in bossen vrijwel geen nutriënten vrijgesteld naar het grond- of oppervlaktewater. Bij ontbossing verdwijnt deze bufferfunctie en tegelijkertijd stijgt de hoeveelheid dood organisch materiaal op zeer korte tijd. Mineralisatieprocessen zullen deze nutriënten vervolgens vrijstellen aan het aquatisch milieu. Dit resulteert in pieken van nutriënten in grond- en oppervlaktewater die een aantal jaren kunnen duren (de la Cretaz et al 2007).

Naast landgebruikswijzigingen zijn er nog een aantal andere mogelijke effecten van directe drivers.

- *Wateronttrekking* kan leiden tot een verlaging van de grondwatertafel en een vermindering in debiet in rivieren. Voor de rivieren betekent dit in de eerste plaats een reductie van de verdunningseffecten en dus een mogelijke toename in de vraag (als concentraties over de norm gaan). Een verlaging van de grondwatertafel kan ook, afhankelijk van de locatie, resulteren in een verhoogde sponswerking van de moerassen en een hogere baseflow en verdunning van nutriënten tijdens laagwaterperiodes. Maar ook een verlaging van de denitrificatie kan voorkomen door een vermindering van de beschikbare zones met anaerobe condities en daarmee gepaard gaande bacteriële processen.
- *Veranderingen in het klimaat* en in het groeiseizoen kunnen – via wijzigingen in productiviteit en mineralisatie – een impact hebben op de hoeveelheid nutriënten die binnen één groeiseizoen kunnen worden vastgelegd. Een langer groeiseizoen zal leiden tot een grotere opslag aan organisch materiaal. Denitrificatie en andere bacteriële processen vinden dan weer plaats binnen specifieke temperatuurgradiënten. Veranderingen in temperatuur zullen een impact hebben op de efficiëntie van deze processen. Stijging in zeeniveau kan de mogelijkheid van waterafvoer naar de zee moeilijker maken en de retentietijd in getijdewateren verhogen. Extreme neerslag zal zorgen voor een toename van de afstroming van het land en een reductie van de totale retentietijd, maar kan ook zorgen voor tijdelijke verdunningen. Deze zullen zowel de vraag doen stijgen (meer nutriënten afspoeling naar de oppervlaktewateren) alsook het aanbod reduceren (reductie van de retentietijd), maar daarentegen de verdunningsgraad mogelijks doen stijgen.
- *Invasieve soorten* zoals waterteunisbloem (*Ludwigia grandiflora*) en grote waternavel (*Hydrocotyle ranunculoides*) hebben een potentiële impact op de nutriëntencyclus en de waterkwaliteit. Maar de trend (positief of negatief) hiervoor is moeilijk vast te leggen en kan verschillen tussen soorten (Hussner 2009; Lambert et al 2010).

4. Impact op biodiversiteit

In deze paragraaf wordt de relatie tussen het gebruik van de ecosysteemdienst en het behoud van biodiversiteit besproken. Enerzijds hangt de levering van de ESD af van bepaalde biodiversiteitscomponenten, terwijl anderzijds het ontwikkelen van gebieden voor het gebruik van deze ESD een impact heeft op de biodiversiteit van die gebieden.

Het gebruik van waterkwaliteitsregulering als ESD heeft zowel een positieve als een negatieve impact op de biodiversiteit. De afhankelijkheid van biodiversiteitscomponenten werd eerder besproken (zie deel 0). De verwijdering van nutriënten uit het milieu door de ESD zal resulteren in de vermindering van eutrofiëringseffecten. Eutrofiëring kan een negatief effect hebben op de biodiversiteit doordat stikstofminnende planten overheersend worden. Algenbloei (afbraak en respiratie), als gevolg van de eutrofiëring in oppervlaktewateren, kan voor lichtlimitatie zorgen en zo de zuurstofhuishouding verstoren. Dit kan resulteren in een daling in de faunadiversiteit (Landsberg 2002). Een hele reeks habitattypes wordt bedreigd door een slechte waterkwaliteit als gevolg van te hoge nutriëntenconcentraties (Tabel 4). De gevoeligheid van deze gebieden voor eutrofiëring genereert echter een trade-off: enerzijds hebben deze gebieden nood aan een goede waterkwaliteit, anderzijds kunnen ze daardoor zelf niet ten volle ingezet worden voor de noodzakelijke kwaliteitsverbetering.

Het actief gebruik van deze ESD vraagt om de inrichting van specifieke condities in bepaalde gebieden. Deze condities (bijvoorbeeld vernatting) laten intensief landgebruik niet toe waardoor er mogelijkheden ontstaan voor natuurontwikkeling.

De gebieden die zelf actief worden ingezet voor de verwijdering van nutriënten zullen constant blootgesteld worden aan relatief hoge nutriëntenconcentraties. Hierdoor zullen de mogelijkheden voor de ontwikkeling van nutriënt-gelimiteerde soorten eerder beperkt zijn in deze gebieden. Bovendien blijken gebieden met een lage biodiversiteit en dominante plantensoorten een hogere efficiëntie in stikstofretentie te behalen (Weisner and Thiere 2010). De biodiversiteit kan zich wel ontwikkelen tot een bepaald niveau, maar zal toch steeds begrensd zijn door de constante aanvoer aan nutriënten.

Tabel 4. Overzicht van habitattypes uit de habitatrichtlijn die bedreigd worden door een slechte waterkwaliteit (Sterckx and Paelinckx 2004)

Habitat Code	Beschrijving	Vlaams Atlantische Regio		Vervuiling van Oppervlaktewateren	
		Beoordeling	Trend	Druk	Bedreiging
1130	Estuaria	Zeer ongunstig	=	H	M
1310	Lé njarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met Salicornia soorten en andere zoutminnende planten (Thero-Salicornietalia)	Zeer ongunstig	=	H	M
1320	Schorren met slijkgrasvegetatie (Spartinion maritimae)	Zeer ongunstig	=	H	M
1330	Atlantische schorren (Glauco-Puccinellietalia maritimae)	Zeer ongunstig	=	H	M
3110	Mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten (Littorelletalia uniflorae)	Zeer ongunstig +		H	H
3130	Oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren met vegetatie behorend tot de Littorelletalia uniflorae en/of de Isoëto-Nanojunceteta	Zeer ongunstig	=	H	H
3150	Van nature eutrofe meren met vegetaties van het type Magnopotamion of Hydrocharition	Zeer ongunstig	=	H	H
3160	Dystrofe natuurlijke poelen en meren	Zeer ongunstig	=	H	H
3260	Submontane en laaglandrivieren met vegetaties behorend tot het Ranunculion fluitantis en het Callitricho-Batrachion	Zeer ongunstig	=	H	H
3270	Rivieren met slikoevers met vegetaties behorend tot het Chenopodietum rubri en Bidention	Ongunstig	=	L	L
4010	Noord-Atlantische vochtige heide met Erica tetralix	Zeer ongunstig	=	M	M
6120*	Kalkminnend grasland op dorre zandbodem	Zeer ongunstig +		M	M
6230*	Soortenrijke heischrale graslanden op arme bodems van berggebieden (en van submontane gebieden in het binnenland van Europa)	Zeer ongunstig	=	L	L
6410	Grasland met Molinia op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem (Molinion caerulea)	Zeer ongunstig	=	M	M
6510	Laaggelegen schraal hooiland (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis)	Zeer ongunstig	=	H	H
7140	Overgangs- en trilveen	Zeer ongunstig	=	H	H
	Kalkhoudende moerassen met Cladium mariscus en soorten van het Caricion davallianae	Zeer ongunstig	=	H	H
7210*	Alkalisch laagveen	Zeer ongunstig	=	H	H
9110	Beukenbossen van het type Luzulo-Fagetum	Zeer ongunstig	=	M	M
9120	Atlantische zuurminnende beukenbossen met Ilex en soms Taxus in de ondergroei (Quercion robori-petraeae of Ilici-Fagenion)	Zeer ongunstig +		M	M
9130	Beukenbossen van het type Asperulo-Fagetum	Zeer ongunstig	=	M	M
9160	Sub-Atlantische en Midden-Europese winterreikenbossen of eiken-haagbeukbossen behorend tot het Carpinion betuli	Zeer ongunstig	=	M	M
9190	Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met Quercus robur	Zeer ongunstig	=	M	M
91E0*	Alluviale bossen met Alnus glutinosa en Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	Zeer ongunstig	=	M	M
91F0	Gemengde oeverformaties met Quercus robur, Ulmus laevis, Ulmus minor, Fraxinus excelsior of Fraxinus angustifolia, langs de grote rivieren (Ulmion minoris)	Zeer ongunstig	=	H	H

Habitat Code: * = prioritair habitatype

Trend: +/=/-; gebaseerd op werkelijke wijzigingen op het terrein

Druk en Bedreiging: H = Hoog, M = Medium, L = Low.

5. Maatschappelijk welzijn en waardering

In deze paragraaf wordt een beknopt overzicht gegeven van de beschikbare of mogelijk te ontwikkelen indicatoren voor welzijnseffecten en waardering van de ecosysteemdienst *regulatie van waterkwaliteit*. De vragen die hieronder worden beantwoord zijn dezelfde voor alle ESD-hoofdstukken. De bedoeling is om op die manier te vergelijken wat de mogelijkheden zijn voor ontwikkeling van indicatoren voor alle beschreven diensten.

Op welke welzijns- en welvaartscomponenten heeft je ESD een rechtstreeks of onrechtstreeks een invloed?

Een (specifieke) goede waterkwaliteit is van belang voor een hele reeks andere ecosysteemdiensten zoals watervoorziening, bepaalde vormen van recreatie, etc. In die zin heeft deze ESD een hele reeks invloeden op welzijn en welvaart. Deze effecten worden besproken in de desbetreffende hoofdstukken (zie Tabel 1).

Daarnaast zijn er de gezondheidsaspecten gerelateerd aan waterkwaliteit: excessieve hoeveelheden stikstof in water zijn in verband gebracht met ademhalings- en hartproblemen en verschillende soorten kankers (Townsend et al 2003), maar er is geen consensus over deze effecten en over het verhogen of verlagen van de nitraatnormen in drinkwater (Powlson et al 2008).

Voor welke belanghebbenden heeft je ESD een welzijns- of welvaartseffect?

Onrechtstreeks zijn er een hele reeks welzijns- en welvaartseffecten verbonden aan de levering van de ecosysteemdiensten vermeld in Tabel 1. Een betere levering van deze diensten heeft een grote impact op de welvaart en het welzijn van de hele bevolking. De Vlaamse overheid vertegenwoordigt in deze de belanghebbenden omdat zij rechtstreeks verantwoordelijk is voor het behalen van de waterkwaliteitsnormen. Ook kan het (niet) behalen van de normen een grote impact hebben op bedrijven en bevolking, enerzijds doordat belastinggeld anders besteed kan worden, anderzijds doordat bepaalde financiële beleidsinstrumenten zoals heffingen en bijdrages en subsidies mogelijk minder intens moeten worden toegepast.

Hoe belangrijk is dat effect?

Het effect van het behalen van de waterkwaliteitsnormen en het verzekeren van het goed ecologisch functioneren van de waterlopen kan erg hoog worden ingeschat, gezien het maatschappelijk belang van een goede waterkwaliteit en het gewicht dat het behalen van de waterkwaliteitsnormen krijgt in de Europese milieuwetgeving.

Kan dit welzijnseffect in principe worden geschat in economisch/monetaire termen?

Op niet-ruimtelijke schaal kunnen de waterkwaliteitsnormen en de opgelegde financiële sancties of investeringen kunnen worden beschouwd als een monetaire waardering van het maatschappelijk belang. Ook de grootteorde van investeringen in waterkwaliteit zijn een mogelijke indicator, en kunnen worden afgeleid uit het milieukostenmodel van het VITO (zie deel 3). Wat vermeden sancties betreft veroordeelde het Europese Hof van Justitie België in 2013 tot een geldboete van 10 miljoen euro omdat de waterzuivering (in vijf agglomeraties in Wallonië) in gebreke bleef. Het Hof legt ons land ook een dwangsom op van 4.722 euro per dag als binnen zes maanden de vijf stedelijke gebieden die momenteel nog niet voldoen aan de Europese regelgeving, nog steeds in overtreding zijn. Het blijft de vraag in hoeverre een straf in relatie staat tot de waarde van de dienst (Hof van Justitie van de Europese Unie 2013). Naast deze grootschalige boetes op Europees niveau kunnen er ook kleine individuele boetes worden uitgeschreven vanuit de Vlaamse overheid (administratieve boetes) alsook strafrechtelijke vanuit justitie. Deze vallen onder meer onder de MAP regelgeving en hebben in de eerste plaats tot doel om de input aan N en P in het milieu onder controle te houden (VLM 2010).

Kan dit welzijnseffect in principe worden geschat in sociale/niet-monetaire termen?

Om de brede waarde van deze ESD in te schatten en haar belang voor andere ecosysteemdiensten te duiden, zijn sociale termen waarschijnlijk bruikbaar. Deze waarden worden in de eerste plaats geschat binnen andere, waterkwaliteitsafhankelijke ecosysteemdiensten maar hebben ook een impact op de ecosysteemdienst waterkwaliteitsregulering.

Kan dit welzijnseffect in principe worden geschat in biofysische termen?

Het behalen of niet-behalen van de waterkwaliteitsnormen kan tot op zekere hoogte een indicatie geven van de welzijnseffecten die verbonden zijn met het goed ecologisch functioneren van de

waterlopen en de levering van de andere ecosysteemdiensten. De toestand en trend van de waterkwaliteit in verhouding tot de normen kunnen dus wel als mogelijke waardering beschouwd worden (zie deel 5). De totale waarde van waterzuivering zou ook kunnen worden gelinkt met de rol die deze ESD speelt in relatie tot de kwaliteit en kwantiteit van levering van andere diensten.

Bestaan hiervoor empirische gegevens?

Voor de monetaire termen kan er teruggegrepen worden naar het milieukostenmodel water van het VITO. Vermeden boetes kunnen afgeleid worden uit precedentes, welke ook gelinkt zijn aan lokale overtredingen per gemeente. Dit geeft een basale ruimtelijke schaal. Biofysische gegevens werden eerder besproken. Biofysische eenheden moeten beschouwd worden als een indicator voor de levering van de dienst. Het voordeel is dat biofysische indicatoren op dezelfde manier kunnen worden gekarteerd over een grote oppervlakte. Socio-economische methodes hebben het voordeel hier meer rekening te houden met socio-economische variaties, maar maken het moeilijk ruimtelijke effecten van specifieke ecosysteemdiensten in te schatten, aangezien het steeds om een vermenging met de andere ecosysteemdiensten (en 'omgevingskwaliteit' in het algemeen) gaat eerder dan over specifiek de bijdrage van ecosystemen aan de zuiverheid van water.

6. Interacties huidig en toekomstig ESD-gebruik

In deze paragraaf wordt een beknopt overzicht gegeven van de beschikbare gegevens en inschattingen van interacties (zowel positief als negatief) tussen diensten. De vragen focussen op de verschillende dimensies van deze interacties: meerdere diensten, temporele schaal (huidig versus toekomstig gebruik) en ruimtelijke schaal (globaal versus lokaal). Ook de rol van de gradiënt natuurlijk-technologisch (hoe wordt de dienst momenteel ingevuld) welke veelal deze interacties mee bepaalt, wordt bevraagd. De vragen die hieronder worden beantwoord, zijn dezelfde voor alle ESD-hoofdstukken. De bedoeling is om op die manier interacties tussen diensten te vergelijken.

Welke impact heeft het gebruik van de dienst op de toekomstige levering van dezelfde dienst?

Het huidig gebruik van denitrificatie hypothekeert het toekomstig gebruik meestal niet. Denitrificatie zorgt immers voor een effectieve verwijdering van stikstof uit het milieu. Dit echter niet voor chemodenitrificatie aangezien deze afhankelijk is van een (niet-hernieuwbare) voorraad aan pyriet. Voor het gebruik van de retentiecapaciteiten geldt dit echter wel. Bij retentie worden de nutriënten immers (tijdelijk) opgeslagen in het systeem. Op een bepaald moment zullen deze systemen, bijvoorbeeld wetlands, in een stabiele situatie terechtkomen waarbij evenveel nutriënten worden vastgelegd in organisch materiaal als er worden vrijgesteld door mineralisatie. Dit is onder meer afhankelijk van het type opslag.

Vernatting van voormalige landbouwgronden kan bijvoorbeeld leiden tot P-vrijstelling, maar ook wanneer er verdroging optreedt van moerassen worden er nutriënten vrijgesteld, wat dan weer samenhangt met afbraak van koolstof in de bodem. In een natuurlijke situatie zal het evenwicht ertoe leiden dat opname en vrijstelling in evenwicht zullen zijn. Moerassen kunnen in principe blijven 'meegroeien' (laagveen wordt hoogveen) indien hydrologische processen op grotere schaal worden hersteld.

Welke impact heeft het gebruik van de dienst op de huidige én toekomstige levering van andere diensten?

Verscheidende diensten, waaronder watervoorziening of bepaalde types van toerisme, zijn afhankelijk van een goede waterkwaliteit en zijn bijgevolg ook afhankelijk van dezelfde processen en functies (Tabel 1). Een achteruitgang van deze dienst in de toekomst kan dan ook een hypotheek leggen op de levering van deze andere diensten.

Een overexploitatie van deze dienst (vb. door input van hoge vrachten N en P in een doorstroommoeras) kan leiden tot een sterke eutrofiëring en een negatieve impact hebben op de levering van een reeks andere regulerende, producerende en culturele diensten van deze ecosystemen.

- **Houtproductie, voedselproductie en energiegewassen::** weinig impact. N- en P-concentraties zijn nooit zo hoog dat ze leiden tot een opbrengstverlies.
- **Watervoorziening:** Rivier- en grondwater van een goede kwaliteit leidt tot lagere kosten voor drink- en proceswaterproductie. Grondwaterextracties hebben een effect op de grondwatertafel en de baseflow die deze grondwatertafels verzorgen. Sterke reducties in

baseflow kunnen een negatieve impact hebben op de debietregulatie. Grondwaterwinningen vinden vaak plaats net naast of onder beken en rivieren. Hierdoor kan een proces ontstaan waarbij rivierwater opnieuw infiltreert in het grondwater. Deze infiltratie kan rechtstreeks leiden tot een afname in het debiet. De impact is echter moeilijk in te schatten.

- **Regulatie luchtkwaliteit:** Stikstofoxiden, ammoniak en hun reactieproducten maken een belangrijk deel uit van de luchtkwaliteit. Bacteriële en chemische reacties in natuurlijke omgevingen kunnen zorgen voor de vrijstelling van deze componenten en een negatieve impact hebben op de luchtkwaliteit. Deze vrijstelling is echter voor een groot deel toe te schrijven aan de afbraak van niet-correct aangewende meststoffen in landbouwbodems (EPA 2010). Bij denitrificatie kan een deel van de N die wordt verwijderd uit de bodem en het water vrijgesteld worden in de atmosfeer als N_2O en verschillende NO_x componenten. (Hatfield and Follet 2008)
- **Regulatie geluid:** De interactie is heel beperkt
- **Erosiebescherming:** Erosiebeschermingsmaatregelen hebben tot doel de afstroming van sedimenten te voorkomen. Samen met deze sedimenten worden ook belangrijke hoeveelheden nutriënten weggespoeld. Sommige waterkwaliteitsmaatregelen zoals bufferstrips hebben dan ook vaak een impact op erosiebescherming.
- **Overstromingsbeheersing:** Sommige maatregelen genomen voor waterzuivering leveren een bijdrage aan beheersing overstromingsrisico, vb. retentie in bovenstroomse moerassen en omgekeerd.
- **Kustbescherming:** De interactie is beperkt.
- **Regulatie globaal klimaat:** Bacteriële processen kunnen naast het vrijstellen van N_2 ook een aantal andere stikstofoxiden vormen. In anaerobe omstandigheden kunnen bacteriën bijvoorbeeld methaan en stikstofoxiden aanmaken die belangrijke broeikasgassen zijn en een negatieve impact hebben op het globale klimaat. Beaulieu et al (2011) schatten dat 10% van de globale N_2O -emissie afkomstig is van bacteriële omzetting van menselijke N input in rivieren, drie maal hoger dan de schatting van het IPCC.
- **Regulatie stedelijk klimaat:** Een sterke vervuiling van de waterlopen is één van de belangrijkste redenen waarom er vandaag weinig water aanwezig is in de grote steden. Het afsluiten van waterlopen en omvorming tot een deel van het rioleringsstelsel was vroeger een courante praktijk. Zo is de Zenne in Brussel en Mechelen ondergronds gebracht en zijn ook in Antwerpen een aantal beken zoals de Vuilbeek ingekapseld. De sterke verbetering van de waterkwaliteit maakt dat er nu terug waterlopen worden open gemaakt om het water opnieuw in de stad te brengen. Het vergroten van de open wateroppervlakte in stedelijke gebieden kan zo voor verkoeling zorgen en een belangrijke impact hebben op het stedelijk klimaat.
- **Bodemvruchtbaarheid:** Vervuild grondwater kan een impact hebben op de bodemvruchtbaarheid. Overstromingen met vervuild rivierwater kunnen ook leiden tot een verminderde bodemvruchtbaarheid. Anderzijds kunnen overstromingen ook een belangrijke input geven van nutriënten en de bodemvruchtbaarheid bevorderen. Afhankelijk van de omstandigheden kan de impact dus positief of negatief zijn. Maar het belang kan lokaal erg veel verschillen.
- **Bestuiving:** De interactie tussen beide is heel beperkt.
- **Plaagbestrijding:** De interactie tussen beide is heel beperkt.
- **Recreatie en beleving:** Een goede waterkwaliteit kan een belangrijke impact hebben op verschillende soorten van recreatie die van groot belang zijn voor veel mensen. Initiatieven in Gent en Mechelen rond stadsherwaardering illustreren dit. Watergebonden recreatie is sterk afhankelijk van een goede waterkwaliteit. Zo zijn er voor zwemwater specifieke waterkwaliteitsnormen opgesteld. Het opnieuw open maken van de waterlopen (zie ook regulatie stedelijk klimaat) kan in steden een positieve impact hebben op de recreatie, de

ruimtelijke ordening en de stedenbouw. Een goede waterkwaliteit kan een belangrijke impact hebben op de beleving van natuur en omgeving voor veel mensen. Dit belang is zowel aangetoond in internationale (Bateman 2009) als ook Vlaamse studies en rapporten (Liekens et al 2008). Het opnieuw open maken van waterlopen (zie ook regulatie stedelijk klimaat) kan in steden een positieve impact hebben op de beleving.

- **Wildbraad:** Een goede waterkwaliteit kan leiden tot een groter aanbod en grotere diversiteit aan vissoorten voor de recreatieve visserij en beroepsvisserij

Welke impact heeft de vraag naar en het gebruik van deze dienst op diensten elders in de wereld?

Waterlopen zijn vaak grensoverschrijdend. Het gebruik of de prestatie van deze ESD in Vlaanderen heeft dan ook een benedenstrooms effect in Nederland en de kustwateren waarin de rivieren (Schelde of Maas) uiteindelijk in uitmonden. In die zin heeft deze dienst eveneens een significante internationale impact. Daarnaast worden deze nutriënten uiteindelijk geloosd in de Noordzee. Te hoge concentraties aan nutriënten in zee kunnen leiden tot eutrofe of hypoxische gebieden waar marien leven onmogelijk is. Ook bovenstroomse gebieden van Belgische rivieren bepalen mee de vraag. In een bredere context wordt de lokale vraag wordt sterk bepaald door de grote invoer van nutriënten uit grensoverschrijdende gebieden (zie situering) en door input van kunstmest, gekoppeld aan de globale overschrijding van drempelwaarden. De import van nutriënten in Vlaanderen als meststof en veevoeder (vb. soja) heeft een grote impact op het landgebruik in andere landen en de levering van een hele reeks diensten in de producerende landen. Aan het andere uiteinde van deze handel vinden we de stikstofoverschotten in bijvoorbeeld Vlaanderen. Thieu et al (2010) toonden aan dat een 14–23% reductie in N aan de Noordzeemonding van de Seine, Somme en Schelde kan worden bekomen door het combineren van technologische waterzuivering en gewijzigde landbouwpraktijken. De vraag naar waterzuivering situeert zich dan ook op verschillende niveaus.

Hoe is de gradiënt natuurlijk-technologisch gelinkt met de hierboven beschreven impact?

In tegenstelling tot veel andere ESD wordt een groot deel van deze ESD al vervangen door meer technologische alternatieven (waterzuiveringssystemen, mestverwerking, etc.). Er zou eerder een trend in de andere richting kunnen plaatsvinden, waarbij er meer aandacht uitgaat naar de echte ESD. Zeker naarmate de technologische alternatieven uitgeput zijn en/of onbetaalbaar worden.

Anderzijds kunnen deze technologische alternatieven ook een impact hebben op een hele reeks andere ecosysteemdiensten. Riolerings- en waterzuiveringssystemen verbruiken energie. Zo verbruiken de waterzuiveringssystemen in England 1% van de dagelijks gebruikte elektriciteit (Parliamentary Office of Science and Technology 2007). Deze elektriciteit kan, indien opgewekt met fossiele brandstoffen, een impact hebben op de luchtkwaliteit en het globaal klimaat. Bovendien zijn deze technieken erg eenzijdig (gericht op één problematiek). Terwijl bijvoorbeeld wetlands naast waterkwaliteitsregulatie ook een hele reeks andere diensten kunnen leveren.

Hoe zouden theoretisch gezien de limieten en voorwaarden voor gebruik van deze dienst kunnen worden bepaald, gekwantificeerd en/of geëvalueerd in de toekomst, en welke criteria, data of onderzoeken (ook buiten het diensten-concept) zouden hiertoe kunnen bijdragen?

De limieten voor gebruik van deze dienst worden bepaald door de draagkracht van het systeem. Te hoge concentraties en vuilvrachten kunnen leiden tot eutrofiëring en degradatie van het systeem waardoor de levering van de dienst vermindert. Gezien de druk van nutriënten op het milieu kunnen de ecosysteemdiensten nooit alleen instaan voor het garanderen van een goede waterkwaliteit. In de toekomst zullen technische maatregelen en natuurherstel verder op elkaar moeten worden afgestemd. Hierbij kunnen technische systemen zoals waterzuiveringsstations of individuele waterzuiveringsinstallaties een basiswaterkwaliteit garanderen. Het gericht inrichten van rivieren en wetlands kan dan zorgen voor een verdere verbetering van de waterkwaliteit.

Ook hebben verschillende types rivieren en wetlands een verschillende draagkracht of zijn al-dan-niet gevoeliger voor verstoringen. In overeenstemming met de Kaderrichtlijn Water zijn deze verschillen al deels verwerkt in de waterkwaliteitsnormen waarbij aan verschillende types rivieren ook type-specifieke normen werden toegekend. Hierbij moet ook rekening worden gehouden met de connectiviteit van het systeem. Het bovenstrooms behalen van de normen of het niet overschrijden van de draagkracht van het systeem is geen garantie dat dit benedenstrooms ook het geval zal zijn.

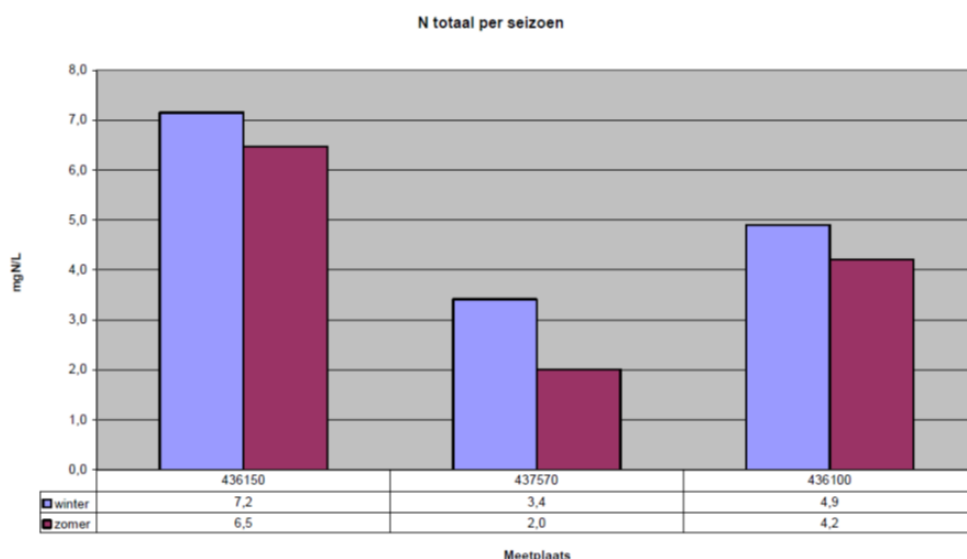
Het respecteren van de draagkracht van het systeem is van groot belang voor het leveren van andere ecosysteemdiensten. Degradatie van wetlands en rivieren door een te sterke eutrofiëring kan bijvoorbeeld een grote impact hebben op diensten zoals watervoorziening, beleving en recreatie. Er moet dan ook steeds een afweging worden gemaakt tussen de draagkracht en veerkracht van het ecosysteem, de levering van de dienst en van andere potentiële ecosysteemdiensten.

Hoe kunnen positieve impacts worden vergroot en negatieve impacts worden verkleind in de praktijk?

Het aanbod kan aanzienlijk worden opgedreven door het ontwikkelen van multifunctionele waterlopen en wetlands. Een mooi voorbeeld hiervan is het gecontroleerd overstromingsgebied Bernissem op de Melsterbeek. Dit is in de eerste plaats ingericht als waterbergingsgebied. Maar een deel van dit overstromingsgebied is ingericht als een permanent watervoerend wetland. Uit analyses van de VMM blijkt een duidelijke afname van de concentraties van nitraat (VMM 2011, Figuur 30).

Daarnaast kunnen ook andere maatregelen zoals hermeanderingen de verwijdering van stikstof vergroten. Belangrijke criteria hierbij zijn onder meer:

- Vergroten van de contactoppervlakte in aerobe – anaerobe zone;
- Verhogen van de retentietijd van het water;
- Vermijden van stoffen die de natuurlijke processen inhiberen;
- Vegetatie-ontwikkeling.



Figuur 30. Gemiddelde seizoenale concentraties stikstof (mg/L) in de Melsterbeek bovenstrooms van het overstromingsgebied (meetpunt 436150), in het overstromingsgebied net voor lozing in de Melsterbeek (meetpunt 437570) en in de Melsterbeek na het overstromingsgebied (meetpunt 436100).

7. Kennislacunes

Zoals aangegeven doorheen de tekst zijn de beschikbare data en kennis inzake de levering van de ESD relatief beperkt. Er bestaat momenteel te weinig informatie om na te gaan wat de limieten van deze dienst zijn binnen Vlaanderen. Er is momenteel een beperkte hoeveelheid data beschikbaar en de kennis is ook erg fragmentarisch. Er bestaat een grote hoeveelheid kennis over de werking van nutriëntencycli en het gedrag ervan in de verschillende ecosystemen. De kennisnoden situeren zich op het vlak van nutriëntenvrijstellingen, waterkwaliteitsdoelstellingen, fysische processen, ecologische processen, temporele en ruimtelijke aspecten. In dit deel wordt een overzicht gegeven van deze kennisnoden.

7.1.1. Nutriëntenvrijstellingen

Met betrekking tot de nutriëntenvrijstellingen zijn zowel voor diffuse als puntbronnen grote hoeveelheden data beschikbaar. Bovendien zijn deze data opgesteld in vuilvrachten waardoor deze gebruikt kunnen worden in balansberekeningen. Daarnaast is er vaak een grote hoeveelheid ruwe data beschikbaar vanuit monitoring en voorgaande studies. Deze moeten echter gericht geanalyseerd worden in functie van de ecosysteemdienstanalyse.

Zo brengen economische sectoren in Vlaanderen nutriënten op diverse wijzen in het milieu. Daar waar de landbouwsector in de eerste plaats nutriënten vrijstelt in en op de bodem, lozen waterzuiveringsinstallaties rechtstreeks in het oppervlaktewater. Afhankelijk van de bron kunnen dus andere ecosystemen en biofysische processen een rol spelen bij de mogelijke verwijdering van de nutriënten. Nevenstromen, zoals rechtstreekse afvloeiing van landbouwgrond naar het oppervlaktewater of lekkage uit rioleringen naar het grondwater maken de nutriëntenstromen bovendien aanzienlijk complexer. Naast de hoeveelheden moeten dus ook de condities waarin ze vrijgesteld worden apart in kaart worden gebracht.

Qua input vanuit de bodem naar het grondwater kan een redelijk goede inschatting gemaakt worden op basis van de mestbankgegevens, en de gemodelleerde atmosferische deposities. De input naar de oppervlaktewateren is een stuk minder duidelijk. Hierbij spelen immers diffuse processen zoals uitspoeling vanuit het grondwater, afstroming (run-off), rechtstreekse lozingen vanuit woningen die niet aangesloten zijn op het rioleringsnetwerk etc. Gegevens over deze zijn wel aanwezig, maar (nog) niet gecombineerd in een analyse. Een inschatting van de netto-emissies gebeurt binnen VMM op basis van het SENTWA-model, een afstromingsmodel voor nutriënten afkomstig van diffuse verontreiniging vanuit de landbouw. De resultaten hiervan werden onder meer gebruikt door de VMM voor de opmaak van vrachtenbalansen per hydrografische zone. Deze balansen waren onderdeel van de AWP2's (Algemeen Waterzuiveringsprogramma niveau 2), opgemaakt in de periode 2000-2003, waarbij ook vrachtreducties voor de N- en P-belasting werden berekend (Vannevel, 2002). Een geavanceerde modelmatige benadering voor de opmaak van vrachtenbalansen wordt momenteel ontwikkeld in het ARC-NEMO-project (Van Opstal et al 2013).

7.1.2. Waterkwaliteitsdoelstellingen

In het kader van rapporteringsverplichtingen en beleidsevaluatie worden jaarlijks tal van stalen genomen voor de evaluatie van de grond- en oppervlaktewaterkwaliteit. Deze concentratiemetingen zijn bruikbaar voor beleidsevaluatie in de zin van een toetsing aan de wettelijk vastgelegde milieukwaliteitsnormen. Voor een inschatting van de levering van ecosysteemdiensten zijn echter vrachtenbalansen nodig. Vrachtberekeningen zijn afhankelijk van concentratiemetingen van verontreinigende stoffen en debietmetingen van de waterloop. In die zin dienen de bestaande monitoringnetwerken van het Vlaamse gewest inzake waterkwantiteit en -kwaliteit verder te worden uitgebouwd en beter op elkaar te worden afgestemd. Een slechte waterkwaliteit duidt bijvoorbeeld niet noodzakelijk op een slechte levering van de ecosysteemdienst, aangezien een lokale hoge nutriëntenvracht dit beeld vertekent. Waterkwaliteitsmonitoring leidt dus wel tot de conclusie dat de normen niet worden gehaald en dus bijkomende nutriëntenverwijdering nodig is, maar hieruit kan men niet de mate van de inspanning (vuilvrachtreductie) berekenen zonder een koppeling met debietgegevens. Modellen zijn nodig om ook voor de kleinere waterlopen in Vlaanderen betrouwbare vrachten te berekenen. In een vrachtenbalans wordt tevens het verband gelegd tussen bronnen van verontreiniging (huishoudens, industrie, landbouw en RWZI's) en de effecten op het aquatisch systeem.

7.1.3. Geofysische processen

Onder geofysische processen verstaan we in de eerste plaats verschillende kenmerken (stroomsnelheden, debieten, hoogwater – laagwaterstanden etc.) van de hydrologie (grondwater en oppervlaktewater). Deze gegevens zijn vereist in verschillende stappen van de analyses:

- Betrouwbare **debieten** zijn uitermate belangrijk, aangezien deze noodzakelijk zijn bij het berekenen van de vuilvrachten die door het milieu bewegen en het berekenen van nutriëntenbalansen. Zonder deze balansen is het onmogelijk om vrachtreducties van nutriënten te berekenen en terug te rekenen naar dalingen in concentraties.

Daarnaast zijn debieten ook van belang om verdunningsfactoren te berekenen. Samenvloeiingen van rivieren, maar ook nutriëntenaanvoer vanuit grondwater naar rivieren moet doorgerekend worden naar concentratieveranderingen in de rivier. Het verdunningseffect van de rivier speelt hierbij een cruciale rol in het behalen of niet-behalen van de waterkwaliteitsnorm.

Huidige debietgegevens geven informatie op lokaal niveau en zijn gericht op de grotere beken of rivieren en overstortgevoelige zones, terwijl de kleine beken net van groot belang zijn voor de waterkwaliteitsverbetering via de ecosysteemdienst regulatie van waterkwaliteit. Het extrapoleren van debietgegevens naar de bovenstroomse gebieden is niet mogelijk door de grote variatie in hydrologisch gedrag van de waterlopen. De aan- of afwezigheid van overstorten, RWZI's, verharde oppervlaktes heeft een groot effect op het hydrologisch karakter en maakt dat twee gelijkaardige waterlopen toch sterk kunnen verschillen. Op basis van onder meer debietsgegevens kunnen de verblijftijden van de nutriënten in de verschillende ecosystemen en compartimenten worden berekend. Deze verblijftijden zijn dan weer bepalend bij verschillende ecologische processen.

- **Hoog- en laagwaterstanden** in de bodem bepalen mee de oxische-anoxische zones en sturen dus processen als nitrificatie en denitrificatie aan. Daarnaast bepalen zowel grond- als oppervlaktewaterstanden de connectiviteit tussen de beken en de omliggende moerassen en draslanden. In het sterk gewijzigde waterhuishoudkundig systeem in Vlaanderen staan uitgediepte en/of bedijkte beken en rivieren meestal niet meer in contact met de omliggende moerassen, weilanden of akkers. Bijkomende gegevens over de functionele werking van het hydrologisch systeem zijn van groot belang voor het onderzoek naar deze ESD. Welke waterlopen overstromen van nature (zomer - winter) en welke percelen worden overstroomd. Hierbij moet specifiek aandacht worden gegeven aan de wekerende kleine overstromingen in landbouw en natuurgebied die niet worden opgenomen in de dataset 'recent overstroomde gebieden'. Deze gegevens zouden opgenomen kunnen worden in de VHA-atlas, als ook in de BWK.

Huidige modellen zijn meestal gericht op piekdebieten en het vastleggen van maximale overstromingsperimeters. Belangrijke parametersparameters zoals verblijftijden en dergelijke zijn moeilijk of niet af te leiden uit deze modellen. Gegevens over grondwaterstromingen en de interactie tussen grondwater en oppervlaktewater zijn nog minder beschikbaar.

7.1.4. Biologische processen

Het aanbod van de ecosysteemdienst 'regulering van de waterkwaliteit' wordt bepaald door een reeks variërende biologische processen. Deze processen worden gestuurd door bacteriën (bv. denitrificatie) en verschillende vegetatietypes en planten (N- en P-fixatie).

- Gegevens over het voorkomen van **bacteriële groepen** op niveau Vlaanderen bestaan vrijwel niet. De kartering van deze is, gezien de oppervlakte die beschreven moet worden, ook niet haalbaar. Het voorkomen van bepaalde bacteriële groepen zal moeten worden gekarteerd op basis van afgeleide indicatoren. Dit kan door het karteren en modelleren van bepaalde biofysische processen en het voorkomen van vegetatietypes die bepaald bacterieel leven mogelijk maken. Een voorbeeld van dergelijke kartering wordt besproken in het kaderstuk 'Indicator Aanbod Denitrificatie'.
- De **vegetatie** in Vlaanderen is in kaart gebracht in de biologische waarderingskaart (BWK) (Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010) en wordt vaak projectmatig (bv. natuurbeheer en inrichting) opgevolgd. Deze karteringen gebeuren vanuit biodiversiteitsoogpunt en bevatten maar een beperkte hoeveelheid informatie over de natuurlijke, functionele werking van het systeem.

- Het **landgebruik** kan slechts rechtstreeks vertaald worden naar een potentieel aanbod van de ecosysteemdienst in sterk benaderende termen. Uitspraken over welke landgebruiken potentieel beter of slechter zijn in het leveren van de ecosysteemdienst geven aldus een ruw beeld van de ruimtelijke spreiding van het potentiele aanbod. Informatie over conditie de verschillende ecosystemen, gebieden en percelen in Vlaanderen ontbreekt: zo kunnen ecosystemen grote stocks aan organisch materiaal aanleggen, maar vanaf een bepaald niveau komen deze in een stabiele evenwichtstoestand: sekwestratie, decompositie en export houden elkaar in evenwicht. Eenzelfde ecosysteem in opbouwfase of stabiele fase kan heel sterk verschillen in de mate van verwijdering en retentie van nutriënten. Ook komen bossystemen die afhankelijk zijn van natte standplaatscondities in Vlaanderen vaak als relicten voor, buiten hun verwachte hydrologische condities. Zo komen zwarte elzenbossen wel voor op historisch natte gronden, maar vandaag ook op veelal goed gedraineerde, droge gronden. Bepaalde sterk gedegradeerde systemen kunnen echter toch nog steeds de ecosysteemdienst leveren: een elzenbroekbos met een ondergroei aan netels kan wijzen op een sterke verdroging, maar ook op een grote input aan nutriënten vanuit grond- of oppervlaktewater en actieve retentie en verwijdering daarvan. Om vegetatieopnames en landgebruikskarteringen bruikbaar te maken voor het karteren van deze en andere ecosysteemdiensten zouden ze, naast een interpretatie van de biodiversiteit (waardevol – niet waardevol) ook systematisch indicatoren moeten bevatten die informatie geven over de functionele werking van het systeem.

7.1.5. Temporele en ruimtelijke variatie.

Het aanbod van de ecosysteemdienst of de vraag naar waterkwaliteitsverbetering heeft een grote impact op het uiteindelijke gebruik van de ecosysteemdienst. Niet elk onderdeel (input, processen, vraag) van de ecosysteemdienst werkt in dezelfde mate doorheen het jaar. Daar waar denitrificatie het hele jaar door een belangrijke bijdrage levert aan de ecosysteemdienst, is N- en P-retentie grotendeels beperkt tot het groeiseizoen. De seizoenale variatie moet vergeleken worden met de vrijstelling aan nutriënten door de verschillende sectoren, en met de vraag naar het bepalen van bepaalde concentraties en waterkwaliteitsdoelstellingen.

De seizoenale variatie in debieten bepaalt mee de impact van de verschillende sectoren. Eenzelfde vrijstelling aan nutriënten zal in de zomer, bij lage debieten, een grotere impact hebben op de nutriëntenconcentratie, dan wanneer deze nutriënten vrijkomen in de winter wanneer hogere waterstanden en debieten voorkomen.

De waterkwaliteitsdoelstellingen in Vlaanderen zijn mede bepaald op basis van de ecologische typologie van de waterlopen. Hierbij geldt voor nitraat en Kjeldahl-stikstof een 90-percentiel norm en voor totaal stikstof een zomerhalfjaargemiddelde. Hierdoor kunnen voor totaalstikstof alle processen (denitrificatie, permanente opslag en tijdelijke opslag in vegetatie) helpen in het behalen van de norm. Voor nitraat en Kjeldahl-stikstof zal de periode waarin de 90-percentiel norm niet wordt behaald mee bepalen of en welke processen mee kunnen helpen in het verbeteren van de waterkwaliteit.

De vrijstelling in nutriënten kan voor de meeste sectoren sterk variëren op basis van seizoenale patronen of externe invloeden zoals neerslag. Hierdoor kan de onderlinge verhouding tussen en de impact van de verschillende sectoren steeds veranderen. Wanneer de verschillende inputbronnen gelegen zijn in andere deelbekkens van het systeem, kunnen vraag en gebruik zich ruimtelijk verplaatsen doorheen het systeem en afhankelijk van het moment.

Lectoren

De lectoren hebben de ontwerptekst van dit rapport kritisch nagelezen en advies gegeven over de inhoudelijke onderbouwing en kwaliteit. Deze rol houdt niet in dat de lectoren de uiteindelijke tekst volledig mee onderschrijven.

Michel Boucneau, VMM

Natacha Brion, VUB

Bob Peeters, VMM

Richard Peters, ARCADIS

Joost Salomez, LNE

Rudy Vannevel, VMM

Jeroen Van Wichelen, UGent

Referenties

- AquaFin. 2014 "Rioolwater Zuiveren Voor Schone Waterlopen". Aartselaar: AquaFin.
- Bateman, I J. 2009. "Bringing the Real World into Economic Analyses of Land Use Value: Incorporating Spatial Complexity." *Land Use Policy* 26, Supple (0): S30–S42. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.010>.
- Beaulieu, J J, J L Tank, S K Hamilton, W M Wollheim, R O Hall, P J Mulholland, B J Peterson. 2011. "Nitrous Oxide Emission from Denitrification in Stream and River Networks." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108 (1): 214–219. doi:10.1073/pnas.1011464108.
- Billen, G, J Garnier, M Benoit, and J Anglade. 2013. "La Cascade de L'azote Dans Les Territoires de Grande Culture Du Nord de La France." *Cahier Agricultures* 22 (4): 272–281.
- Brady, N C, and R R Weil. 2007. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall.
- Broekx, S., L De Nocker, I Liekens, L Poelmans, J Staes, K Van der Biest, P Meire, and K Verheyen. 2013. "Raming van de Baten Geleverd Door Het Vlaamse NATURA 2000-Netwerk. Studie Uitgevoerd in Opdracht van: Agentschap Natuur En Bos (ANB/IHD/11/03) Door VITO, Universiteit Antwerpen En Universiteit Gent."
- Broekx, S, E Meynaerts, and P Vercaemst. 2008. "Milieukostenmodel Water Voor Vlaanderen, Berekeningen Voor Het Stroomgebiedbeheerplan 2009". VITO.
- Burkhard, B, F Kroll, S Nedkov, and F Müller (2012). "Mapping ecosystem service supply, demand and budgets." *Ecological Indicators* 21(0): 17–29.
- Burt, T P, and G Pinay. 2005. "Linking Hydrology and Biogeochemistry in Complex Landscapes." *Progress in Physical Geography* 29 (3): 297–316. doi:10.1191/0309133305pp450ra.
- Callaway, J C, G Sullivan, and J B Zedler. 2003. "Species-Rich Plantings Increase Biomass and Nitrogen Accumulation in a Wetland Restoration Experiment." *Ecological Applications* 13 (6): 1626–1639. doi:10.1890/02-5144.
- CIW 2013, Coordinatiecommissie Integraal Waterbeleid. "Tweede Waterbeleidsnota - Vol van Water." 2013. <http://www.volvanwater.be/tweede-waterbeleidsnota-incl-waterbeheerkwesties>.
- Coppens, J, S Stas, E Dolmans, E Meers, S Vlaeminck, J Buysse, S Overloop, . 2013. "Begroting van Stikstof- En Fosforstromen in Vlaanderen, Studie Uitgevoerd in Opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij". MIRA.
- De Bolle, S De. 2013. *Phosphate Saturation and Phosphate Leaching of Acidic Sandy Soils in Flanders: Analysis and Mitigation Options*. PhD Dissertation. UGent.
- De Haan, F A M , and P J Zwerman. 1978. "Soil Pollution." In *Soil Chemistry A, Basic Elements*, edited by G H Bolt and M G M Bruggenwert, 192–263. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Scientific Publishing Company.
- De la Cretaz, A L, and P K Barten. 2007. *Land Use Effects on Streamflow and Water Quality in the Northeastern United States*. Boca Raton: CRC Press.
- EPA. 2010. "Methane and Nitrous Oxide Emissions From Natural Sources." Edited by Office of Atmospheric Programs. United States Environmental Protection Agency.
- FAO. 2014. "Feeding Methods - Fertilization and Supplementary Diet Feeding." Italy: FAO. <http://www.fao.org/docrep/field/003/ab467e/ab467e04.htm>.
- Filippelli, G M. 2008. "The Global Phosphorus Cycle: Past, Present, and Future." *Elements* 4 (2): 89–95. doi:10.2113/gselements.4.2.89.
- Fornara, D A, and D Tilman. 2008. "Plant Functional Composition Influences Rates of Soil Carbon and Nitrogen Accumulation." *Journal of Ecology* 96 (2): 314–322. doi:10.1111/j.1365-2745.2007.01345.x.
- Fowler, D, M Coyle, U Skiba, M A Sutton, J N Cape, S Reis, L J Sheppard. 2013. "The Global Nitrogen Cycle in the Twenty-First Century." *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 368 (1621). doi:10.1098/rstb.2013.0164.

- Grigulis, K, S Lavorel, U Krainer, N Legay, C Baxendale, M Dumont, E Kastl. 2013. "Relative Contributions of Plant Traits and Soil Microbial Properties to Mountain Grassland Ecosystem Services." *Journal of Ecology* 101 (1): 47–57. doi:10.1111/1365-2745.12014.
- Grime, J P. 1997. "Ecology - Biodiversity and Ecosystem Function: The Debate Deepens." *Science* 277 (5330): 1260–1261. doi:10.1126/science.277.5330.1260.
- Haines-Young, R, and M Potschin. 2013. "Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), Consultation on Version 4, August-December 2012, EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003."
- Hatfield, J L, and R F Follet. 2008. *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*. San Diego, USA: Academic Press.
- Hof van Justitie van de Europese Unie. 2013. "België Wordt Veroordeeld Tot Betaling van Geldboete van 10 Miljoen EUR Wegens Niet Uitvoering van Het Arrest van Het Hof van 8 Juli 2004 (C-27/03) betreffende de Behandeling van Stedelijk Afvalwater. PERSCOMMUNIQUÉ Nr. 133/13". Luxemburg: Hof van Justitie van de Europese Unie,.
- Hooper, D U, and P M Vitousek. 1998. "Effects of Plant Composition and Diversity on Nutrient Cycling." *Ecological Monographs* 68 (1): 121–149. doi:10.2307/2657146.
- Hussner, A. 2009. "Growth and Photosynthesis of Four Invasive Aquatic Plant Species in Europe." *Weed Research* 49 (5): 506–515. doi:10.1111/j.1365-3180.2009.00721.x.
- Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. 2010. "Biologische Waarderingskaart, Versie 2.2 - Toestand 2010." Edited by Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Brussel: Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen.
- Jacobs, S, J Staes, B De Meulenaer, A Schneiders, D Vrebos, F Stragier, F Vandevenne, et al. 2010. "Ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Een Verkennende Inventarisatie van Ecosysteemdiensten En Potentiële Ecosysteemwinsten."
- Lambert, E, A Dutartre, J Coudreuse, and J Haury. 2010. "Relationships between the Biomass Production of Invasive *Ludwigia* Species and Physical Properties of Habitats in France." *Hydrobiologia* 656 (1): 173–186. doi:10.1007/s10750-010-0440-3.
- Landbouw en Visserij. 2012. "Actie 21: Flankerend Maatregelen Bij Een Verstrengd Mestactieplan (MAP IV)". Brussel: Landbouw en Visserij, Vlaamse Overheid.
- Landsberg, J H. 2002. "The Effects of Harmful Algal Blooms on Aquatic Organisms." *Reviews in Fisheries Science* 10 (2): 113–390. doi:10.1080/20026491051695.
- Leip, A. 2011. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI.Environmental pollution [0269-7491] jg:2011 vol:159 nr:11 pg:3243 -53
- Lenders, S, A Oeyen, J D'hooghe, and S Overloop. 2012. "Bodembalans van de Vlaamse Landbouw, Cijfers Voor 2007-2009". Brussel: Beleidsdomein Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie in samenwerking met de Vlaamse Milieumaatschappij.
- Liekens, I, and L De Nocker. 2008. "Rekenraamwerk Voor de Economische Baten van Een Betere Waterkwaliteit, Studie Uitgevoerd in Opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2008/07". VITO.
- Liekens, I, K Van der Biest, J Staes, L De Nocker, J Aertsens, and S Broekx. 2013. "Waardering van Ecosysteemdiensten, Een Handleiding. Studie in Opdracht van LNE, Afdeling Milieu-, Natuur- En Energiebeleid. ."
- Loeb, R, and P M Lamers. 2003. "The Effects of River Water Quality on the Development of Wet Floodplain Vegetation Types in the Netherlands." *Proceedings of the International Ecoflood Conference "Towards Natural Flood Reduction Strategies"*. Warsaw, Poland.
- Lucassen, E, A J P Smolders, A L Van der Salm, and J G M Roelofs. 2004. "High Groundwater Nitrate Concentrations Inhibit Eutrophication of Sulphate-Rich Freshwater Wetlands." *Biogeochemistry* 67 (2): 249–267. doi:10.1023/B:BIOG.0000015342.40992.cb.
- Macdonald, B, I White and T Denmead. 2010. "Gas Emissions from the Interaction of Iron, Sulfur and Nitrogen Cycles in Acid Sulfate Soils." In 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 80–83.

- Manzoni, S, J A Trofymow, R B Jackson, and A Porporato. 2010. "Stoichiometric Controls on Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Dynamics in Decomposing Litter." *Ecological Monographs* 80 (1): 89–106. doi:10.1890/09-0179.1.
- Maris T., and Oosterlee L. 2013. "Onderzoek Naar de Gevolgen van Het Sigmaplan, Baggeractiviteiten En Havenuitbreiding in de Zeeschelde Op Het Milieu. Geïntegreerd Eindverslag van Het Onderzoek Verricht in 2011. ECOBE 013-R155 " Antwerpen.: Universiteit Antwerpen.
- McGill, Bonnie M, Ariana E Sutton-Grier, and Justin P Wright. 2010. "Plant Trait Diversity Buffers Variability in Denitrification Potential over Changes in Season and Soil Conditions." *PLoS ONE* 5 (7): e11618. doi:10.1371/journal.pone.0011618.
- MIRA. 2011a. "Milieurapport Vlaanderen MIRA, Achtergronddocument 2011 Vermesting". Aalst, België: Vlaamse Milieumaatschappij.
- . 2011b. "Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument Energie 2010." Edited by J Brouwers, J Couder, A Verbruggen, N Devriendt, K Aernouts, W Nijs, R Guisson, et al. Aalst, België: Vlaamse Milieumaatschappij.
- MIRA 2013a. "Http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/milieuthemas/vermesting/nutrienten-in-Water/nitraat-in-Grondwater-in-Landbouwgebied/". Aalst: VMM. <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/milieuthemas/vermesting/nutrienten-in-water/nitraat-in-grondwater-in-landbouwgebied/>.
- . 2013b. "Zuiveringsgraad van Vlaanderen". Aalst: VMM. <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/milieuthemas/kwaliteit-oppevlaktewater/belasting-van-oppevlaktewater/zuiveringsgraad-van-vlaanderen/>.
- . 2013c. "Belasting Oppervlaktewater Door Huishoudens". Aalst: VMM. <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/sectoren/huishoudens/waterverbruik-en-belasting-van-oppevlaktewater-door-huishoudens/belasting-oppevlaktewater-door-huishoudens/>.
- . 2013d. "Stikstofdepositie". Aalst: VMM. <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/milieuthemas/vermesting/vermestende-depositie/stikstofdepositie/>.
- . 2013e. "Waterbodemkwaliteit". Aalst: VMM. <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/milieuthemas/kwaliteit-oppevlaktewater/waterbodemkwaliteit/waterbodemkwaliteit/>.
- . 2013f. "Overschot Op de Bodembalans van de Landbouw". Aalst: VMM. <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/sectoren/landbouw/vermestende-emissie-van-de-landbouw/overschot-op-de-bodembalans-van-de-landbouw/>.
- . 2013g. "Structuurkwaliteit van Waterlopen". Aalst: VMM. <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/milieuthemas/kwaliteit-oppevlaktewater/structuurkwaliteit-vanoppevlaktewater/structuurkwaliteit-van-waterlopen/>.
- . 2013h. "Belasting Oppervlaktewater Met Zuurstofbindende Stoffen En Nutriënten". Aalst: VMM. <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/milieuthemas/kwaliteit-oppevlaktewater/belasting-van-oppevlaktewater/belasting-oppevlaktewater-met-zuurstofbindende-stoffen-en-nutrienten/>.
- Mitsch, W J, and J G Gosselink. 2000. "The Value of Wetlands: Importance of Scale and Landscape Setting." *Ecological Economics* 35 (1): 25–33. doi:10.1016/s0921-8009(00)00165-8.
- Mueller, K.; Hobbie, S.; Tilman, D.; and Reich, P.. 2013. "Effects of Plant Diversity, N Fertilization, and Elevated Carbon Dioxide on Grassland Soil N Cycling in a Long-Term Experiment." *Global Change Biology* 19 (4): 1249–1261. doi:10.1111/gcb.12096.
- Niedermeier, A, and J S Robinson. 2009. "Phosphorus Dynamics in the Ditch System of a Restored Peat Wetland." *Agriculture Ecosystems & Environment* 131 (3-4): 161–169. doi:10.1016/j.agee.2009.01.011.
- Norberg, J. 1999. "Linking Nature's Services to Ecosystems: Some General Ecological Concepts." *Ecological Economics* 29 (2): 183–202. doi:10.1016/s0921-8009(99)00011-7.
- Oklahoma State University. 2014. "<http://soil4234.okstate.edu/Lectures/2010/Picture1.jpg>."
- Parliamentary Office of Science and Technology. 2007. "Energy and Sewage." *Postnote*. Vol. 282. London: The Parliamentary Office of Science and Technology. <http://www.parliament.uk/documents/post/postpn282.pdf>.

- Pierzynski, G M, R W McDowell, and J T Sims. 2005. "Chemistry, Cycling, and Potential Movement of Inorganic Phosphorus in Soils. ." In *Phosphorus: Agriculture and the Environment*, edited by J T Sims and A N Sharpley. Vol. Agronomy M. Madison, WI.: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America.
- Pinay, G, J C Clement, and R J Naiman. 2002. "Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes on Nitrogen Cycling in Fluvial Systems." *Environmental Management* 30 (4): 481–491. doi:10.1007/s00267-002-2736-1.
- Powlson, D S, T M Addisott, N Benjamin, K G Cassman, T M de Kok, H van Grinsven, J L L'Hirondel, A A Avery, and C van Kessel. 2008. "When Does Nitrate Become a Risk for Humans?" *Journal of Environmental Quality* 37 (2): 291–295. doi:10.2134/jeq2007.0177.
- Pribyl, A L, J H McCutchan, W M Lewis, and J F Saunders. 2005. "Whole-System Estimation of Denitrification in a Plains River: A Comparison of Two Methods." *Biogeochemistry* 73 (3): 439–455. doi:10.1007/s10533-004-0565-4.
- Rockström, J, W Steffen, and K Noone. 2009. "A Safe Operating Space for Humanity." *Nature* 461 (September).
- Seitzinger, S, J A Harrison, J K Bohlke, A F Bouwman, R Lowrance, B Peterson, C Tobias, and G Van Drecht. 2006. "Denitrification across Landscapes and Waterscapes: A Synthesis." *Ecological Applications* 16 (6): 2064–2090.
- Staes, J, S Jacobs, and D Vrebos. 2010. "Cyclering van Stikstof En Fosfor in Ecosystemen." In *Ecosysteemdiensten in Vlaanderen: Een Verkennende Inventarisatie van Ecosysteemdiensten En Potentiële Ecosysteemwinsten. ECOBE 010-R12*. University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group.
- Sterckx, G, and D Paelinckx. "Beschrijving Van De Habitattypes Van Bijlage I Van De Europese Habitatrichtlijn ", 2004.
- Sutton, M A, C M Howard, J W Erisman, G Billen, A Bleeker, P Grennfelt, H van Grinsven, and B Grizzetti. 2011. *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sutton-Grier, A E, J P Wright, and C J Richardson. 2013. "Different Plant Traits Affect Two Pathways of Riparian Nitrogen Removal in a Restored Freshwater Wetland." *Plant and Soil* 365 (1-2): 41–57. doi:10.1007/s11104-011-1113-3.
- Thieu, V, J Garnier, and G Billen. 2010. "Assessing the Effect of Nutrient Mitigation Measures in the Watersheds of the Southern Bight of the North Sea." *Science of the Total Environment* 408 (6): 1245–1255. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.12.031.
- Townsend, A R, R W Howarth, F A Bazzaz, M S Booth, C C Cleveland, S K Collinge, A P Dobson. 2003. "Human Health Effects of a Changing Global Nitrogen Cycle." *Frontiers in Ecology and the Environment* 1 (5): 240–246.
- Vannevel R., 2002. Algemeen Waterkwaliteitsplan 2 – AWP2-Toelichtingsnota. Versie 02.2. Vlaamse Milieumaatschappij. 157 p.
- Van Opstal, M-, M- Tits, V Beckers, K Van Overtveld, O Batelaan, J Van Orshoven, A Elsen, J Diels, T D'Heygere, and K Van Hoof. 2013. "ArcNEMO, a New Spatially Distributed Nutrient Emission Model to Quantify N and P Losses from Agriculture to Surface Waters." In *LUWQ2013, Land Use and Water Quality: Reducing Effects of Agriculture Location*. The Hague.
- Van Steertegem M. (2009). Milieuverkenning 2030. Milieurapport Vlaanderen. Aalst, VMM.
- VLM. 2010. "Sancties " Brussel: VLM.
<http://www.vlm.be/landtuinbouwers/mestbank/sanctie/Pages/default.aspx>.
- VMM. 2011. "Evaluatie Zelfzuiverend Vermogen van Gecontroleerd Overstromingsgebied Bernissem." Erembodegem: VMM.
- VMM. 2012. "Nitraat in grondwater in landbouwgebied ", from
<http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/MIRA-T/milieuthemas/vermesting/nutrienten-in-water/nitraat-in-grondwater-in-landbouwgebied/>.
- VMM. 2013. "Nutriënten in Landbouwgebied (MAP) ." <http://www.vmm.be/water/kwaliteit-oppervlaktewater/toestand-oppervlaktewater/fysisch-chemische-toestand/nutrienten-in-landbouwgebied-map>.

Weisner, S E B, and G Thiere. 2010. "Effects of Vegetation State on Biodiversity and Nitrogen Retention in Created Wetlands: A Test of the Biodiversity–ecosystem Functioning Hypothesis." *Freshwater Biology* 55 (2): 387–396. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02288.x.