



VLAAMSE MILIEUMAATSCHAPPIJ



Milieurapport Vlaanderen MIRA

Achtergronddocument
Thema Kwaliteit oppervlaktewater

Milieurapport Vlaanderen

MIRA Achtergronddocument 2010 Kwaliteit oppervlaktewater



VLAAMSE MILIEUMAATSCHAPPIJ

Kwaliteit oppervlaktewater

Coördinerend auteur

Bob Peeters, MIRA, VMM

Auteurs

Ward De Cooman, Ilse Theuns, Greet Vos, Joachim Pelicaen, Henk Maeckelberghe, Wim Gabriels, Afdeling Rapportering Water, VMM

Greet Timmermans, Stefan Kestens, Ingeborg Barrez, Steven Van den Broeck, Tom D'Heygere, Afdeling Ecologisch Toezicht, VMM

Hilde Soetaert, Afdeling Economisch Toezicht, VMM

Koen Martens, Ingrid Baten, Afdeling Operationeel Waterbeheer, VMM

Kathy Haustaete, secretariaat CIW, VMM

Jan Breine, Gerlinde Van Thuyne, Claude Belpaire, INBO

Anne Smis, Toezicht Volksgezondheid

LAATST GEWIJZIGD: DECEMBER 2010

Inhoud

1 Beschrijving van de verstoring	6
1.1 Mechanismen	6
1.2 Verbanden met andere thema's	13
1.3 Beleid	13
Europese kaderrichtlijn Water (KRW).....	14
Decreet betreffende het integraal waterbeleid.....	14
2 Indicatoren	21
2.1 Belasting van het oppervlaktewater.....	21
Inleiding.....	21
Belasting van het oppervlaktewater met BZV, CZV, N en P door huishoudens, industrie en landbouw	21
2.2 Uitbouw en werking van de openbare saneringsinfrastructuur	24
Inleiding.....	24
Uitbouw van de saneringsinfrastructuur	25
Evaluatie van de werking en het beheer van de zuiveringsinfrastructuur.....	28
2.3 Fysisch-chemische kwaliteit van het oppervlaktewater.....	37
Inleiding.....	37
Zuurstof en nutriënten in oppervlaktewater	38
Bespreking	40
2.4 Waterbodemkwaliteit	40
Inleiding.....	40
Waterbodemkwaliteit o.b.v de Triade-kwaliteitsbeoordeling	41
2.5 Hydromorfologie van waterlopen (structuurkenmerken)	46
Inleiding.....	46
Vismigratie	47
Sinuositeit van waterlopen in Vlaanderen	49
Hydromorfologie in de beleidsplanning	51
<i>Bekken- en stroomgebiedbeheerplannen</i>	51
2.6 Zwemwaterkwaliteit en menselijke gezondheid	52
Inleiding.....	52
Normoverschrijdingen voor bacteriologische kwaliteit.....	54
Geschatte ziektedruk door maagdarminfecties via open waterrecreatie	56
2.7 Ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater	57
Belgische Biotische Index (BBI).....	57
Index voor Biotische Integriteit (IBI, 'visindex')	60
Beoordeling van de goede ecologische toestand.....	66
2.8 Kosten van (openbare) waterzuivering.....	67
Bovengemeentelijke afvalwatersanering	68
Gemeentelijke afvalwatersanering.....	71
Contracten tussen bedrijven en de Aquafin NV.....	73
Toezicht vanuit het Vlaams Gewest	74

Figuren

Figuur 1: Watercyclus (blauw) en oorzaken van waterverontreiniging (grijs)	7
Figuur 2: Organogram organisatie en planning integraal waterbeleid	16
Figuur 3: Het stroomgebiedsdistrict van de Schelde.....	17
Figuur 4: Het stroomgebiedsdistrict van de Maas.....	17
Figuur 5: De bekkens in Vlaanderen	20
Figuur 6: Aandeel van de doelgroepen in de sectorgerelateerde* belasting van het oppervlaktewater met BZV, CZV, N en P (Vlaanderen, 2007)	22
Figuur 7: Belasting van het oppervlaktewater door huishoudens (Vlaanderen, 2000-2008)..	23
Figuur 8: Belasting van het oppervlaktewater door bedrijven (Vlaanderen, 2000-2009).....	23
Figuur 9: Belasting van het oppervlaktewater door mestgebruik in de landbouw (Vlaanderen, 2000-2007)	24
Figuur 10: Aantal operationele RWZI's ingedeeld volgens de grootte van de agglomeratie (Vlaanderen, 1998-2009)	25
Figuur 11: Zuiverings- en rioleringsgraad (Vlaanderen, 1990-2008)	27
Figuur 12: Zuiveringsgraad in Europese landen en in Vlaanderen.....	28
Figuur 13: Evolutie van de RWZI-zuiveringsrendementen (Vlaanderen, 1992-2009)	29
Figuur 14: Toets van de RWZI's aan de vergunningsvoorwaarden en Vlaremdoelstellingen (Vlaanderen, 2009).....	30
Figuur 15: Verhouding van de aangevoerde vuilvracht t.o.v. de verwachte waarde (Vlaanderen, 1998-2008)	32
Figuur 16: Gemiddelde concentraties opgeloste zuurstof en nutriënten in oppervlaktewater (Vlaanderen, 2000-2009)	39
Figuur 17: Trendanalyse zuurstof en nutriënten in oppervlaktewater (Vlaanderen, 2000-2009)	40
Figuur 18: Fysisch-chemische, ecotoxicologische en biologische waterbodemkwaliteit (Vlaanderen, 2006-2009)	41
Figuur 19: Procentuele verdeling van de Triadekwaliteitsbeoordeling voor waterbodems (Vlaanderen, 2006-2009)	42
Figuur 20: Evolutie van de triadekwaliteitsbeoordeling van waterbodems (Vlaanderen, 2005-2009 versus 2000-2004)	43
Figuur 21: Migratienetwerk van prioritaire waterlopen (blauw) en aandachtswaterlopen (grijs) conform de Beneluxbeschikking "Vrije migratie van vissoorten" M(2009)1	48
Figuur 22: Meandering van waterlooptrajecten per waterlooptype (Vlaanderen)	50
Figuur 23: Normoverschrijdingen voor de bacteriologische kwaliteit van badzones in zoet water (Vlaanderen, 2003-2009)	55
Figuur 24: Biologische kwaliteit van stromende wateren op basis van de Belgische Biotische Index (Vlaanderen, 2009).....	58
Figuur 25: Biologische kwaliteit van stromende wateren (881 meetplaatsen) op basis van de Belgische Biotische Index (BBI) (Vlaanderen, 1990-2009).....	58
Figuur 26: Biotische integriteit (berekend op basis van EKC) van 663 vismeetpunten (Vlaanderen, 2004-2009)	62
Figuur 27: Overzichtskaart van de biotische integriteit (visindex) van 663 vismeetpunten (Vlaanderen, 2004-2009)	62
Figuur 28: Het relatieve percentage (individuen) invertivoren, piscivoren, omnivoren en exoten per integriteitklasse (Vlaanderen, 2004-2009)	63
Figuur 29: Biotische integriteit (berekend op basis van EKC) van 835 vismeetpunten (Vlaanderen, 1998-2003)	64
Figuur 30: Lange termijn evolutie (2004-2009 t.o.v. 1998-2003) van de visindexscores (EKC) per bekken en totaal voor Vlaanderen	65
Figuur 31: De ecologische toestand/potentieel van de 202 Vlaamse waterlichamen (2005-2007)	67
Figuur 32: Evolutie van de bovengemeentelijke saneringskosten per kostensoort (Vlaanderen, 1991-2014)	69
Figuur 33: Jaarlijkse vergoeding voor bovengemeentelijke sanering (excl. BTW-lasten) in relatie tot de inkomsten vanuit de gezinnen en de bedrijven die niet in oppervlaktewater lozen via de bovengemeentelijke bijdrage en de heffing op de waterverontreiniging (Vlaanderen, 1991-2009)	71

Tabellen

Tabel 1: Indeling van de geregistreerde knelpunten volgens type (Vlaanderen, 2009).....	33
Tabel 2: Overstortwerking (Vlaanderen, 2003-2009)	34
Tabel 3: Klasse-indeling van de trendgrootte	38
Tabel 4: Klasseverschuivingen voor de waterbodempkwaliteit (Vlaanderen, 2005-2009 versus 2000-2004)	43
Tabel 5: Percentage meetplaatsen met een overschrijding van de milieukwaliteitsnormen voor waterbodems (Vlaanderen, 2006-2009)	44
Tabel 6: Schatting aantal knelpunten op basis van strategische prioriteringskaart	48
Tabel 7: Overzicht van de reeds geïnventariseerde en nog op te lossen migratieknelpunten op de waterlopen van de nieuwe prioriteringskaart (2009)	49
Tabel 8: Waterlichamen die minstens 1/3 van de trajecten hebben met een sinusiteit groter dan 1,2 (Vlaanderen).....	50
Tabel 9: Beoordeling van de biologische waterkwaliteit a.d.h.v. de Belgische Biotische Index	57
Tabel 10: Evolutie van de biologische kwaliteit (Vlaanderen, 05-09 versus 00-04).....	59
Tabel 11: Evolutie van de biologische kwaliteit (Vlaanderen, 05-09 versus 90-94).....	59
Tabel 12: Waardebeoordeling voor de verschillende IBI scores en EKC waarden	61
Tabel 13: Werkingstoelage van het Vlaams Gewest aan de drinkwatermaatschappijen, werkingskosten van de drinkwatermaatschappijen voor het vestigen van de bovengemeentelijke bijdrage en de aangerekende bovengemeentelijke bijdrage.	70
Tabel 14: overzicht van de gemeentelijke saneringscontracten	72
Tabel 15: overzicht van het aantal contracten waarbij de verhouding tussen het tarief van de gemeentelijke bijdrage en de bovengemeentelijke bijdrage aangegeven wordt.	73
Tabel 16: Saneringscontracten tussen de bedrijven en de Aquafin NV.....	73

1 Beschrijving van de verstoring

Dit deel handelt voornamelijk over de oorzaken en gevolgen van waterverontreiniging en over het waterbeleid.

1.1 Mechanismen

Laatst bijgewerkt: december 2007

Onder *oppervlaktewater* worden open water, meren, rivieren, sloten, kanalen, e.d. verstaan. De term 'waterkwaliteit' slaat zowel op een reeks van concentraties, speciaties en fysische verdelingen van anorganische en organische stoffen, als op de samenstelling en de staat van aquatische biota aanwezig in een water. *Verontreiniging* van oppervlaktewater betekent de inbreng, direct of indirect, van stoffen of energie door de mens. Het *watersysteem* is het samenhangend en functioneel geheel van oppervlaktewater, grondwater, waterbodems en oevers, met inbegrip van de daarin voorkomende levensgemeenschappen en alle bijbehorende fysische, chemische en biologische processen en de daarbij horende fysische structuur. De *waterketen* is het geheel van activiteiten die samenhangen met het water bestemd voor menselijke aanwending of met de collectering en de zuivering van het afvalwater. In feite is de waterketen dus het geheel van ingrepen van de mens op het watersysteem: het oppompen van grond- en oppervlaktewater om er bv. drinkwater van te maken; dat wordt na gebruik afvalwater, dat bij voorkeur behandeld wordt in een rioolwaterzuiveringsinstallatie. In de kaderrichtlijn Water wordt een nieuwe term ingevoerd, namelijk de *oppervlaktewaterlichamen*. Dit zijn de individuele, onderscheiden oppervlaktewateren met een aanzienlijke omvang, zoals een meer, een waterbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een deel van een stroom, een rivier, een kanaal, een overgangswater, een strook kustwater.

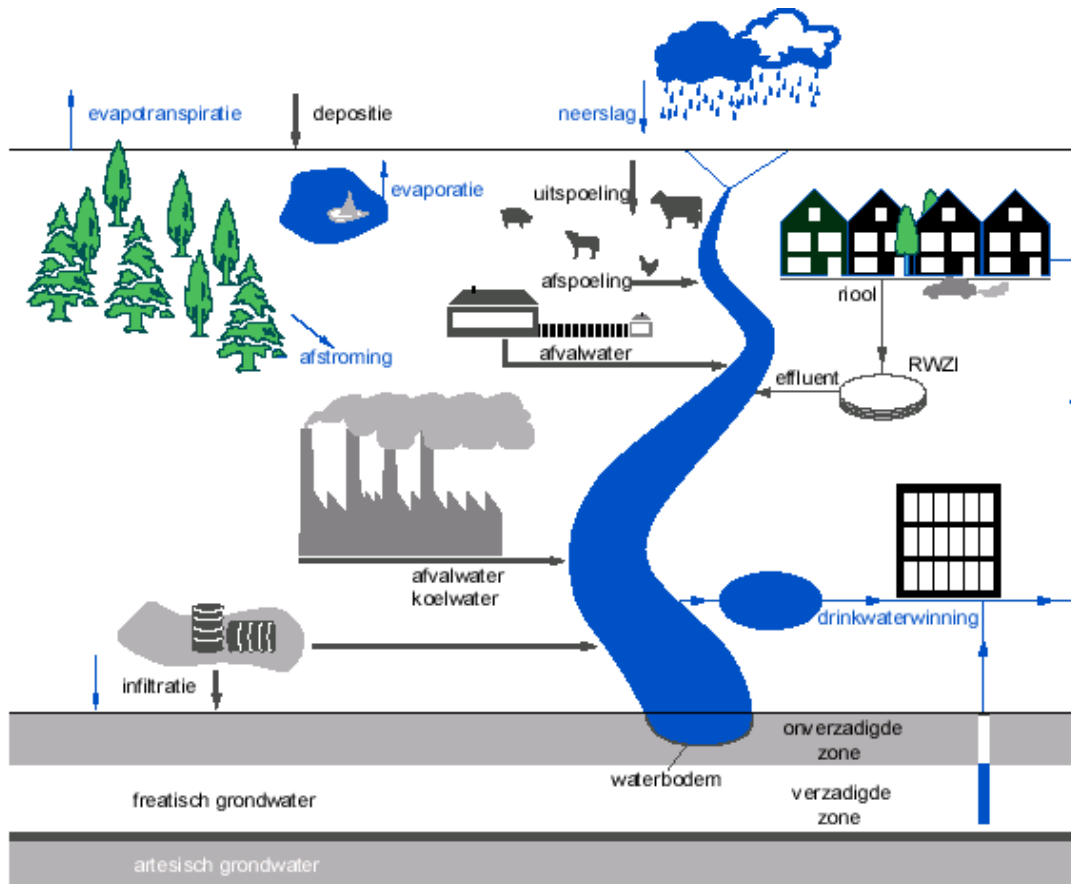
De lozing van afvalwater van huishoudens en bedrijven, evenals verliezen van nutriënten en bestrijdingsmiddelen uit de landbouw en andere bronnen, tasten de kwaliteit van het oppervlaktewater aan. Die aantasting uit zich o.a. in ongunstige zuurstofcondities, te hoge nutriëntenconcentraties en de aanwezigheid van allerlei gevaarlijke stoffen in het aquatisch milieu, met een algemene daling van de ecologische kwaliteit tot gevolg. Fysische verstoringen, zoals het ondoordringbaar maken van infiltratiegebieden, rechttrekkingen van waterlopen, sluizen en stuwen, natuuronvriendelijke oeververstevingen en demping van grachtenstelsels, tasten niet alleen de leefomgeving en migratiemogelijkheden van aquatische organismen aan, ze leiden ook tot een vermindering van zelfzuiverende processen, die een oppervlaktewater toelaten een deel van de verontreiniging zelf te verwerken.

Verontreiniging van het aquatisch milieu kan verschillende schadelijke effecten veroorzaken:

- beschadiging van de levende hulpbronnen;
- risico's voor de menselijke gezondheid (bv. via waterrecreatie);
- beperkingen van de aquatische activiteiten met inbegrip van het vissen;
- aantasting van de waterkwaliteit met betrekking tot het gebruik voor landbouw-, industriële en dikwijls economische doeleinden;
- vermindering van de leefbaarheid en het natuurschoon;
- aantasting van de kwaliteit van het ruwwater bestemd voor de productie van drinkwater.

De watercyclus, weergegeven in figuur 1 geeft een beeld van de wegen die het water kan volgen en duidt tevens de belangrijkste oorzaken van verontreiniging aan.

Figuur 1: Watercyclus (blauw) en oorzaken van waterverontreiniging (grijs)



Puntbronnen, disperse bronnen en diffuse bronnen vormen een constante bedreiging voor zowel het oppervlaktewater als het grondwater.

De zeer uiteenlopende vormen van verontreiniging kunnen onderverdeeld worden in volgende hoofdgroepen:

- zuurstofbindende stoffen: afbreekbare organische stoffen die afgebroken worden door micro-organismen die daarbij zuurstof verbruiken;
- plantenvoedende stoffen (nutriënten): stikstof, fosfor;
- zware metalen: cadmium, chroom, koper, kwik, lood, zink, nikkel en metalloïde: arseen;
- anorganische macroverontreinigingen (zouten): chloriden, sulfaten;
- anorganische microverontreinigingen: cyaniden, fluoriden;
- organische bestrijdingsmiddelen en biociden: herbiciden, insecticiden, fungiciden;
- andere organische microverontreinigingen: oplosmiddelen, PAK's, PCB's, organotinverbindingen, (gechloreerde) fenolen, ftalaten, oliën en vetten, geneesmiddelen;
- verzurende stoffen (via atmosferische depositie): NO_x , SO_2 ;
- zwevende stoffen;
- inert afval;
- thermische verontreiniging (koelwater);
- radioactieve stoffen;
- pathogene (ziekteverwekkende) bacteriën, parasieten en virussen.

Bij de bespreking van de oppervlaktewaterkwaliteit moet ook de *waterbodemkwaliteit* in beschouwing worden genomen. Het aquatisch ecosysteem is immers het geheel van water, waterbodem, oevers, gesuspendeerd materiaal en aanwezige organismen. Tussen deze componenten bestaat een voortdurende wisselwerking. Fosfaten, zware metalen en een aantal organische microverontreinigingen hebben de neiging te adsorberen aan het zwevend materiaal. Daar waar sedimentatie optreedt, wordt op die manier de waterbodem verontreinigd. Omgekeerd kan ook de verontreinigde waterbodem de kwaliteit van het oppervlaktewater negatief beïnvloeden via desorptieprocessen en door het terug in suspensie komen van verontreinigd waterbodemmateriaal.

Zuurstofbindende stoffen

De belangrijkste oorzaak van oppervlaktewaterverontreiniging ligt bij de zuurstofbindende stoffen zoals eiwitten, koolhydraten en vetten, maar ook afbraakproducten van microbiële activiteit, humuszuren, fulvinezuren. Voor de biologische afbraak van deze organische stoffen wordt zuurstof aan het water onttrokken zodat het zuurstofgehalte van het water daalt. De VMM meet de verontreiniging door zuurstofbindende stoffen aan de hand van vier parameters:

- de concentratie aan opgeloste zuurstof (O_2);
- het biochemisch zuurstofverbruik (BZV);
- het chemisch zuurstofverbruik (CZV);
- de concentratie aan ammoniakale stikstof (NH_4^+ -N).

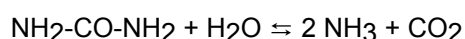
Bij een daling van het zuurstofgehalte door lozing van zuurstofbindende stoffen, zullen de meest gevoelige organismen verdwijnen en plaats maken voor tolerantere soorten. Pieklozingen van afvalwater met een hoog BZV kunnen in relatief gezonde waterlopen leiden tot plotselinge vissterfte. Bij zeer ernstige vervuiling met zuurstofbindende stoffen kan de concentratie opgeloste zuurstof tot nul dalen waardoor een “dode” *waterloop* ontstaat zonder hogere organismen. In dergelijke gevallen treedt een anaërobe afbraak van het organisch materiaal op waarbij methaan en waterstofsulfide vrijkomen. Dit gaat gepaard met geurhinder.

Nutriënten

Stikstof (N) en fosfor (P) zijn nutriënten of plantenvoedende elementen, en dus onmisbaar voor de groei van (water)planten. Stikstof is opneembaar door planten in de vorm van ammonium of nitraat. Fosfor wordt als opgelost (ortho)fosfaat opgenomen. Microscopische algen stapelen het teveel aan opgenomen fosfaat op onder de vorm van polyfosfaten.

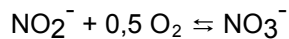
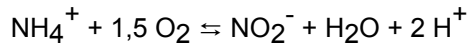
Organische N- en P-verbindingen zijn meestal onderhevig aan biodegradatie. De eindproducten van deze microbiële afbraak zijn eenvoudige anorganische moleculen of ionen (vandaar dat deze biodegradatie ook mineralisatie genoemd wordt): ammonium en orthofosfaat. De mineralisatie van stikstofhoudende verbindingen gaat sneller onder aërobe omstandigheden, maar ammonium kan ook ontstaan na (anaërobe) vergisting.

De processen die stikstofverbindingen in de waterkolom ondergaan gebeuren stapsgewijs. Een eerste stap is de afbraak van organische stikstof naar ammoniumstikstof (ammonificatie). Stikstof is dikwijls aanwezig in de vorm van gereduceerde aminogroepen in levend en dood organisch materiaal. Het ammonificatieproces kan als volgt worden beschreven:

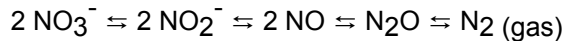


De zuurtegraad (pH) en de temperatuur spelen een belangrijke rol in de omzetting van NH_4^+ naar NH_3 en omgekeerd. Een hoge pH kan resulteren in een ammoniakale toxiciteit.

De tweede stap is de nitrificatie. Sensu stricto wordt hiermee de autotrofe nitrificatie bedoeld, de biologische oxidatie van ammonium naar nitraat met nitriet als intermediair. Beide stappen vinden plaats onder invloed van bacteriën, respectievelijk *Nitrosomonas* en *Nitrobacter*.



Vervolgens kan biologische denitrificatie plaatsvinden, waarbij nitraat en nitriet tot gasvormige stikstofverbindingen (N_2 , N_2O of lachgas (een broeikasgas) en NO) door bacteriën gereduceerd worden. Dit proces vindt plaats onder zuurstofarme condities in de (water)bodem en gebeurt ook in verontreinigd oppervlaktewater, omdat de denitrificerende micro-organismen over het algemeen facultatief anaëroob zijn. De reductieweg wordt algemeen uitgedrukt als:



Via denitrificatie kan stikstof verwijderd worden uit het systeem.

Atmosferisch N_2 kan dan weer door bepaalde micro-organismen worden gefixeerd. De fixatie kan plaatsvinden door autotrofe en heterotrofe bacteriën en door blauwgroene algen.

Eutrofiëring betekent het overmatig aanwezig zijn van nutriënten zodat het plantaardig leven in een waterloop (bv. waterplanten en voornamelijk microscopische wieren) zich explosief kan ontwikkelen. Vooral stikstof- en fosforverbindingen spelen een belangrijke rol in dit proces. Een massale 'wierbloei' of ontwikkeling van eendekroos heeft een negatief effect op de waterkwaliteit: het doorzicht vermindert (jagende vissen zien hun prooi niet meer, ondergedoken waterplanten krijgen onvoldoende licht) en 's nachts kunnen zuurstoftekorten optreden (terwijl er zich overdag oververzadiging kan voordoen). Bij het afsterven van de wierbiomassa zal de (bio)chemische zuurstofvraag van het water sterk stijgen, wat eveneens zuurstofloosheid kan veroorzaken. Door de intense opname van koolzuurgas als gevolg van het fotosynthesep proces kan het bicarbonaatbuffersysteem in het water uit balans raken waardoor een gevoelige stijging van de zuurtegraad kan optreden (tot $\text{pH} > 9$). Bij dergelijke hoge pH wordt een belangrijk deel van het vrij onschadelijke ammonium omgezet in de zeer toxische ammoniak (zie hoger).

Milieugevaarlijke stoffen

Zware metalen en organische microverontreinigingen kunnen het water acuut giftig maken voor bepaalde organismen, waardoor het biologisch evenwicht verstoord wordt. Verder moeten ook chronische effecten, bv. mutagene en carcinogene effecten in rekening gebracht worden. Momenteel wordt ook veel aandacht besteed aan hormoonverstoring als effect (zie kadertekst Hormoonverstoring). Er zijn meerdere soorten interacties mogelijk bij het voorkomen van meerdere microverontreinigingen (=mengseltoxiciteit). De meest voorkomende is de additie waarbij het effect van de som van de concentraties in een mengsel gelijk is aan het effect van het mengsel. Synergie (het effect van het mengsel is sterker dan de som van de individuele effecten) en antagonie (het effect van het mengsel is zwakker dan de som van de individuele effecten) worden ook vastgesteld. Het type mengseltoxiciteit is afhankelijk van het concentratieniveau waarop wordt gekeken. Zo zijn er voorbeelden bekend waarbij 2 metalen elkaars toxiciteit zowel kunnen versterken als verzwakken.

Vaak kan slechts een deel van de waargenomen toxiciteit verklaard worden aan de hand van de geïdentificeerde chemische verbindingen. Dit benadrukt de noodzaak om naast chemische analyses ook toxiciteitsmetingen te doen, eventueel via bio-alarmsystemen. Bepaalde verbindingen, bv. gechloroerde koolwaterstoffen zoals DDT of PCB's, blijken bovendien moeilijk afbreekbaar (persistent) en stapelen zich op doorheen de voedselketen. Dergelijke stoffen verdienen hierom speciale aandacht.

Hormoonverstorende stoffen

De laatste jaren is er een toenemende maatschappelijke bezorgdheid en wetenschappelijke discussie ontstaan rond de verspreiding en de effecten van stoffen die mogelijk een hormoonverstorende werking hebben. Aanleiding voor deze bezorgdheid en discussie zijn wetenschappelijke studies op wildpopulaties van onder meer vissen, zeehonden en alligators die diverse reproductiestoornissen (bv. onvruchtbaarheid, geslachtsomkering) aantoonde. De verspreiding en verhoogde blootstelling aan hormoonverstorende stoffen wordt ook als oorzaak gesuggereerd voor waargenomen nadelige effecten op het humane voortplantingssysteem.

De stoffen waarvoor duidelijke aanwijzingen bestaan dat ze een hormoonverstorende werking kunnen hebben, behoren tot een breed gamma van structureel verschillende stofgroepen. Het gaat om een aantal stoffen die behoren tot de bestrijdingsmiddelen (atrazine, endosulfan ...), gehalogeneerde koolwaterstoffen (PCB's en dioxines), weekmakers van kunststoffen (ftalaten, bisfenol A), detergenten en hun afbraakproducten (alkylfenolen en hun ethoxylaten) of de tributylverbindingen. Daarnaast zijn er nog de lichaamseigen hormonen zelf (17 β -oestradiol, oestron en oestriol), de synthetische hormonen (bv. ethinyloestradiol, de actieve stof in de anticonceptiepil) en de plantenhormonen. Onder de hormoonverstorende stoffen is de aandacht momenteel vooral gericht op de meest bestudeerde groep, de 'xeno-oestrogenen'. Het zijn stoffen die de werking van het vrouwelijk geslachtshormoon 17 β -oestradiol kunnen nabootsen of de werking ervan blokkeren.

Natuurlijke of synthetische bereidingen van hormonen en xeno-oestrogenen kunnen zich door agrarische activiteiten, via afvalstromen van diverse industriële sectoren en rioolwaterzuiveringsinstallaties verspreiden in het milieu.

Omdat de beschikbare informatie in verband met de verspreiding en effecten van hormoonverstorende stoffen in Vlaanderen zeer fragmentair was en tekort schoot om een gericht beleid te voeren, werden enkele studies opgestart.

Uit het inventarisatieluik van de studie van Witters et al. (2003) bleek dat vooral de stoffen atrazine, lindaan, diuron, dimethoaat, endosulfan, simazine en diazinon het meest frequent voorkomen en andere pollutanten zoals PCB's, dioxines en ftalaten ook in ruime mate aanwezig zijn. In de bemonsterde rivieren werd een matige tot hoge oestrogene activiteit gemeten. De RWZI-effluenten toonden echter allemaal een laag tot matig signaal voor oestrogene activiteit. De gemeten oestrogene activiteit in de effluenten van voornamelijk textielbedrijven en enkele bedrijven uit de organische chemiesector bleken laag, maar de hoge toxiciteit van deze stalen interfereerde met de testen. De resultaten van de industriële en RWZI-effluenten konden de waargenomen hoge activiteit in de rivieren dus niet verklaren. Mogelijk levert ook lokale diffuse verontreiniging een bijdrage (bv. van de landbouw of van niet aangesloten huishoudelijk afvalwater). Experimenten om oestrogene activiteit op vissen te meten, bleken moeilijk maar de auteurs concludeerden toch dat de in vitro oestrogene activiteit in Vlaamse oppervlaktewaters op sommige plaatsen dermate hoog is dat schadelijke effecten voor reproductiegerelateerde parameters van natuurlijke vispopulaties niet uitgesloten kan worden.

Berckmans et al. (2007) voerden een veldonderzoek naar hormoonverstorende effecten in de Vlaamse oppervlaktewaters. In een eerste luik werd de oestrogene activiteit in water gemeten met een biotest. Een gisttest, gebaseerd op het sleutel-slot principe van oestrogeen en de oestrogeenreceptor, werd toegepast op extracten van waterstalen. In een tweede luik werden op dezelfde plaatsen gevangen blankvoorns onderzocht op biomerkers (tekenen) van hormoonverstoring. Daartoe werd bij mannelijke vissen het dooierewit (vitellogenine) bepaald en werd het weefsel van hun geslachtsorganen onderzocht.

De oestrogene activiteit, bepaald met de gisttest, bleek op elk van de 36 meetplaatsen meetbaar. Zowel op plaatsen met een goede, matige als slechte waterkwaliteit was de

oestrogene activiteit verhoogd. Hormoonverstoring blijkt dus ruim verspreid in de Vlaamse oppervlaktewateren. In vergelijking met Nederlandse meetresultaten lagen de Vlaamse meetresultaten relatief hoog.

Op 11 van de 18 locaties werd bij de meerderheid van de mannelijke blankvoorns een verhoogd vitellogeninegehalte gemeten. In hun geslachtsorganen werd de aanwezigheid van diverse rijpingsstadia van eicellen opgemerkt: in de helft van de bemonsterde mannelijke vissen waren er dergelijke tekenen van vervrouwelijking. Ook deze verstoring bleek algemeen verspreid over de bemonsterde plaatsen.

Het onderzoek toonde een verband tussen de gemeten parameters voor oestrogene verstoring en de kwaliteit van de levensgemeenschap op basis van de visindex en de Belgische Biotische Index. Deze verbanden geven geenszins causaliteit weer, m.a.w. uit de studie kan niet geconcludeerd worden dat hormoonverstoring leidt tot een lagere kwaliteit van de levensgemeenschap.

Er is duidelijk nog nood aan heel wat bijkomend onderzoek. Relevante onderzoeksitems zijn het lange termijn reproductiesucces van natuurlijke vispopulaties, de ecologische relevantie van hormoonverstoring en de invloed van diffuse bronnen, de stofs specifieke verklaring van de gemeten oestrogenactiviteit, de studie van biomerkers in levende organismen ...

Koelwater

Koelwater kan in vele opzichten schade berokkenen aan het aquatisch ecosysteem. Zo kan de onttrekking van water reeds negatieve gevolgen hebben doordat bepaalde organismen worden meegezogen of gekwetst aan roosters. Het lozen van het opgewarmde water leidt tot een hittestress en het afsterven van hittegevoelige organismen, door o.a. een lagere opgeloste zuurstofconcentratie. Thermofiele organismen (met inbegrip van exotische soorten), en pathogenen gaan daarentegen sneller ontwikkelen. Ook de microbiële groei wordt gestimuleerd, wat leidt tot een vluggere afbraak van organisch materiaal en een daling van het zuurstofgehalte. Bovendien resulteert een stijging van de temperatuur in een verhoogde toxiciteit van vele verbindingen. Bestrijding van corrosie (door complexvormers) en biologische aangroei (door chloreren, gebruik van antifoulingverven, toevoegen van allerlei andere biociden) is in koelcircuits dikwijls noodzakelijk. Ook bij de lozing van deze stoffen kunnen toxische effecten optreden.

Zuurtegraad

Een parameter die meestal wel aan de basiskwaliteitsnorm voldoet is de zuurtegraad (basiskwaliteit: pH tussen 6,5 en 8,5, VMM Jaarrapporten Water). Extreme waarden kunnen evenwel worden vastgesteld tijdens algenbloeien in stilstaande of traagstromende wateren (hoge pH) of bij van nature zure waterlopen in de Kempen (lage pH). Bij extreem lage pH-waarden kunnen slechts een beperkt aantal organismen overleven (acidofielen). Kempische vennen, gelegen in base-deficiënte zandgronden, hebben een lage bufferende capaciteit en vertonen een aantoonbare verzuring als gevolg van de depositie van zwavel- en stikstofhoudende verbindingen vanuit de lucht. Deze verzuring leidt tot een verarming van de faunistische en floristische leefgemeenschappen (Vangenechten & Vanderborght, 1984).

Zouten

Ook verzilting kan een sterke verarming van de zoetwatergemeenschappen veroorzaken. Dit is bv. het geval in de Laak waar afvalwater wordt geloosd met een zeer hoog chloridegehalte. Ook in de poldergebieden en langs de belangrijkste zeekanalen treedt plaatselijk verzilting op. De zoutconcentratie en de hardheid van het water zijn medebepalend voor welk type van organismen in een waterloop kan voorkomen.

Zwevende stoffen

Lozing van zwevende stoffen verhoogt de turbiditeit. Turbiditeit vermindert de fotosynthese van algen en waterplanten, interfereert met de mogelijkheden tot voedselopname van predatoren en filtreerders, en berokkent schade aan de afgelegde eieren van amfibieën en vissen. Zwevende stoffen kunnen na sedimentatie ook het substraat en de bodemfauna en -flora bedekken.

Ziekteverwekkers

Lozing van rioolwater en afvalwater van bv. slachthuizen kan een ernstige microbiële contaminatie van het oppervlaktewater veroorzaken. Dit houdt gevaren in voor de aanwezige fauna of voor dieren die van dit water drinken.

Fysische manipulaties

Ten slotte kunnen ook fysische manipulaties belangrijke gevolgen hebben voor aquatische fauna en flora. De meeste Vlaamse waterlopen werden gekanaliseerd, verstuwd en voorzien van kunstmatige oeververstevingen; sommige zijn zelfs volledig ingebuisd. Waardevolle structuurkenmerken zoals holle oevers, meandering en de aanwezigheid van traag- en snelstromende gedeeltes in een rivier zijn bijna overal verdwenen. Op vele plaatsen verhinderen kunstwerken zoals stuwen en sluizen ook de natuurlijke migratie van bepaalde vissoorten (Bruylants *et al.*, 1989, WEL, 1990, NARA, 2003). Deze wijziging van habitats in de waterlopen heeft een verschuiving van het soortenspectrum van stroomminnende soorten naar soorten die een stilstaand, traagstromend water verkiezen tot gevolg. Verschillende vissoorten vallen volgens de Rode Lijst onder de categorie 'zeldzaam', 'kwetsbaar' en 'met uitsterven bedreigd'. Soorten die typisch zijn voor traagstromende wateren zoals baars, brasem en blankvoorn komen nu algemeen voor. Voor Vlaanderen wordt, in een vergelijkende studie van de historische met de actuele visstand, een zeer sterke achteruitgang van de grote migratoren en van de stroomminnende soorten vastgesteld (Vrielynck *et al.*, 2002).

Effecten en gevolgen van waterverontreiniging voor de mens

Drinkwatervoorziening

De drinkwaterbronnen in Vlaanderen worden door vermesting bedreigd. Nitraat kan blauwziekte (bij baby's) en vermoedelijk ook maagkanker veroorzaken. De verontreiniging van ruw water met nitraat is dan ook één van de belangrijkste problemen bij de drinkwaterproductie, vooral omdat nitraten moeilijk te verwijderen zijn. Ook algenbloei kan de winning van drinkwater uit oppervlaktewater sterk hinderen. Algen verhinderen immers een goede vlokvorming, veroorzaken verstopping van de zandfilters, verhogen de kosten voor flocculantia en chlorering, produceren in sommige gevallen toxines en verhogen bij chloreren het risico op de vorming van organohalogeenvormingen. Ook microverontreinigingen, zoals bestrijdingsmiddelen, moeten vaak uit het ruw water verwijderd worden om er drinkbaar water van te maken. De aanwezigheid van microbiële ziekteverwekkers is eveneens een probleem, vooral in private putwaters waar geen chlorering wordt toegepast. Antibiotica-resistente bacteriestammen uit dierlijke fecaliën kunnen een ernstig gevaar opleveren voor de volksgezondheid. De hier geschetste problemen leiden tot een bemoeilijking van de waterbehandeling en een verhoging van de kosten voor drinkwaterproductie.

Recreatie

In zwemwaters zowel langs de kust als in het binnenland krijgt bacteriologische verontreiniging (fecale pathogenen) veruit de meeste aandacht, hoewel de normen voor fysisch-chemische parameters ook vaak worden overschreden (VMM, jaarrapporten water). Zwaar verontreinigde waterlopen zijn dikwijls de oorzaak van geurhinder. Ook eutrofiëring heeft een nadelige weerslag. Zo kunnen toxines, die tijdens de bloei van bepaalde algen worden geproduceerd, aanleiding geven tot huidirritatie, gastro-intestinale stoornissen en

zelfs ademhalingsstoornissen (D'Hont *et al.*, 1991). Verder zijn schuimvorming, rottingsverschijnselen en vissterfte verre van aangenaam voor de recreant.

Visserij - Schelpdierkweek

Zoetwaterberoepsvisserij bestaat in Vlaanderen nagenoeg niet. Sportvisserij is daarentegen relatief belangrijk. In 2007 werden in Vlaanderen ongeveer 61 000 visvergunningen uitgereikt (www.natuurindicatoren.be). Het kunstmatig in stand houden van het visleven is echter een bron van uitgaven geworden. In Vlaanderen wordt jaarlijks een bedrag van ongeveer 110 000 euro gespendeerd om de huidige bestanden aan te vullen en te ondersteunen. Daar bovenop wordt nog eens ongeveer 70 000 euro uitgegeven aan de uitzet van glasaal, een maatregel in uitvoering van het Palingbeheerplan. Daarnaast zijn er nog de sootherstelprogramma's voor vissoorten (kopvoorn, kwabaal, serpeling en rivierdonderpad). Deze soorten worden echter niet aangekocht maar gekweekt in de drie eigen viskwekerijen van de Vlaamse overheid (Vlietinck, persoonlijke mededeling).

Enkel de spuikom van Oostende heeft de bestemming schelpdierwater meegekregen. In dit 80 ha groot brakwaterbassin is sinds enkele jaren opnieuw een commercieel oesterbedrijf actief.

Economische gevolgen

De kosten voor de uitbouw en verbetering van de openbare waterzuivering lopen hoog op (zie 2.7 Kosten van (openbare) waterzuivering).

Zowel de industrie als de landbouw ondervinden nadelige gevolgen van de waterverontreiniging. Door een onvoldoende oppervlaktewaterkwaliteit, kan de industrie het dikwijls niet meer gebruiken als proceswater of koelwater. De landbouw kan het verontreinigde oppervlaktewater vaak niet meer gebruiken voor irrigatie. Daardoor zien beide doelgroepen hun productiekosten stijgen.

1.2 Verbanden met andere thema's

Laatst bijgewerkt: december 2010

Het hoofdstuk Kwaliteit oppervlaktewater is sterk verweven met diverse andere milieuthema's zoals Verspreiding van persistente organische pollutanten (producten van onvolledige verbranding, PCB's, vlamvertragers en perfluorverbindingen), Verspreiding van zware metalen, Verspreiding van bestrijdingsmiddelen, Stank, Verstoring van de waterhuishouding, Vermesting, Verzuring, Gevolgen voor Natuur en Afval. Waterverontreiniging moet dan ook gezien worden als een uiterst complex gegeven. Enerzijds zijn er een zeer groot aantal verontreinigende stoffen en versturende activiteiten die de kwaliteit en de kwantiteit van zowel het oppervlaktewater als het grondwater bedreigen. Anderzijds is er ook de onderlinge wisselwerking tussen de verschillende milieucompartimenten water, bodem en lucht, waardoor verontreiniging van één van de compartimenten ook tot een verstoring van de andere kan leiden, met alle mogelijke effecten voor de aanwezige fauna en flora en voor de menselijke gebruiksfuncties.

Vooraf in de bovenlopen van rivieren wordt de biotische integriteit negatief beïnvloed door *verdroging*. Maatregelen die verdroging tegengaan (Verstoring van de waterhuishouding) zullen resulteren in een verbetering van de ecologische kwaliteitstoestand van de waterloop.

In dit hoofdstuk ligt de nadruk op de parameters *zuurstofhuishouding* en *nutriënten*. Informatie over zware metalen, bestrijdingsmiddelen, PAK's en PCB's in oppervlaktewater en in waterbodems werd in de respectievelijke verspreidingshoofdstukken opgenomen.

1.3 Beleid

Laatst bijgewerkt: december 2010

Europese kaderrichtlijn Water (KRW)

Agenda 21, de verklaring van Rio inzake milieu en ontwikkeling (Verenigde Naties, 1992), stelt dat alle mensen recht hebben op een gezond en productief leven in harmonie met de natuur. De toegang tot drinkwater maakt ontegensprekelijk deel uit van dit recht. Daartoe dienen, volgens Agenda 21, de waterreserves op een geïntegreerde wijze beheerd te worden, en dit op niveau van stroomgebieden of delen ervan, zodat het aquatisch ecosysteem als geheel, met al haar functies, beschermd wordt.

De kaderrichtlijn Water (KRW, RL 2000/60/EG) is sinds 22 december 2000 van kracht en zal in de komende jaren (2013) nog meer bestaande Europese richtlijnen m.b.t. water integreren. De KRW gaat uit van een integrale stroomgebiedbenadering en heeft zowel betrekking op oppervlaktewater als op grondwater.

Het doel van deze richtlijn is:

- de aquatische en terrestrische ecosystemen beschermen en behoeden voor verdere achteruitgang;
- het duurzaam gebruik van water bevorderen;
- een verhoogde bescherming en verbetering van het aquatisch milieu verwezenlijken door een progressieve vermindering van de lozing van prioritair stoffen en door de stopzetting of geleidelijke beëindiging van lozingen, emissies of verliezen van prioritair gevaarlijke stoffen;
- zorgen voor een progressieve vermindering van de verontreiniging van grondwater en het voorkomen van verdere verontreiniging;
- bijdragen tot het afzwakken van de gevolgen van overstromingen en perioden van droogte.

De algemene doelstelling van de richtlijn is tegen eind 2015 een goede toestand voor oppervlaktewater en grondwater te bereiken. Om deze doelstelling te halen voorziet de richtlijn in de opmaak van stroomgebiedbeheerplannen tegen eind 2009. Vervolgens dienen deze plannen om de zes jaar getoetst en zo nodig herzien te worden.

Om de kaderrichtlijn Water verder uit te werken werd door de Europese Commissie in 2000, samen met de lidstaten, de kandidaat-lidstaten en Noorwegen een Common Implementation Strategy (CIS) opgericht. De CIS is een informeel overlegforum om het proces te volbrengen met als resultaat een effectieve en samenhangende implementatie van de kaderrichtlijn Water.

Vanuit de CIS zijn een aantal informele richtsnoeren (guidance documents) voor de uitvoering van de richtlijn opgesteld. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm.

Decreet betreffende het integraal waterbeleid

Het decreet betreffende het integraal waterbeleid (decreet IWB) van 18 juli 2003 (Belgisch Staatsblad, 14 november 2003) zet de KRW om in Vlaamse wetgeving en vormt het kader voor het integraal waterbeleid in het Vlaamse Gewest.

Instrumenten voor integraal waterbeleid

Het decreet IWB introduceert een aantal nieuwe instrumenten om het waterbeleid te verwezenlijken.

In de eerste plaats is dat de **watertoets**. Het decreet IWB bevat een overzicht van vergunningen, plannen en programma's die aan de watertoets moeten onderworpen worden. Die toets houdt in dat een overheid die over een plan, programma of vergunning moet beslissen, er zorg voor draagt dat geen schadelijk effect (voor het watersysteem) ontstaat of

dat het zoveel mogelijk beperkt wordt en als dat niet mogelijk is, dat het schadelijk effect wordt hersteld of gecompenseerd. De overheid kan dit doen door voorwaarden te stellen of aanpassingen te vragen aan de vergunning, het plan of het programma. Slechts wanneer het schadelijk effect niet vermeden, beperkt, hersteld of gecompenseerd kan worden door voorwaarden of aanpassingen, zal de overheid de vergunning weigeren of het plan of programma niet goedkeuren.

Voor een overheid die een beslissing moet nemen over een vergunning, plan of programma is het niet altijd eenvoudig om te beoordelen of er al dan niet een schadelijk effect optreedt en zo ja, welke voorwaarden aangewezen zijn. Daarom voorziet het decreet IWB de mogelijkheid dat deze overheid advies vraagt. Op die manier kunnen de waterbeheerders de beslissingsnemende overheid bijstaan bij de uitvoering van de watertoets.

Het uitvoeringsbesluit watertoets van 20 juli 2006 geeft de lokale, provinciale en gewestelijke overheden die vergunningen afleveren richtlijnen voor de toepassing van de watertoets (www.watertoets.be). In uitvoering van het Regeerakkoord en de beleidsnota Leefmilieu en Natuur wordt het instrument watertoets vereenvoudigd en is een aanpassing aan het uitvoeringsbesluit in voorbereiding (www.watertoets.be).

Oeverzones vervullen een belangrijke rol bij de bescherming en ontwikkeling van aquatische ecosystemen en bij de bescherming tegen erosie en inspoeling van verontreinigende stoffen. Het decreet IWB voorziet langs alle onbevaarbare waterlopen een oeverzone. Deze oeverzone omvat tenminste het talud van de waterloop. Wanneer bredere oeverzones gewenst zijn kunnen deze afgebakend worden in de waterbeheerplannen (zie verder). Ook langs de bevaarbare waterlopen kunnen oeverzones afgebakend worden. In de oeverzones gelden een aantal gebruiksbepalingen.

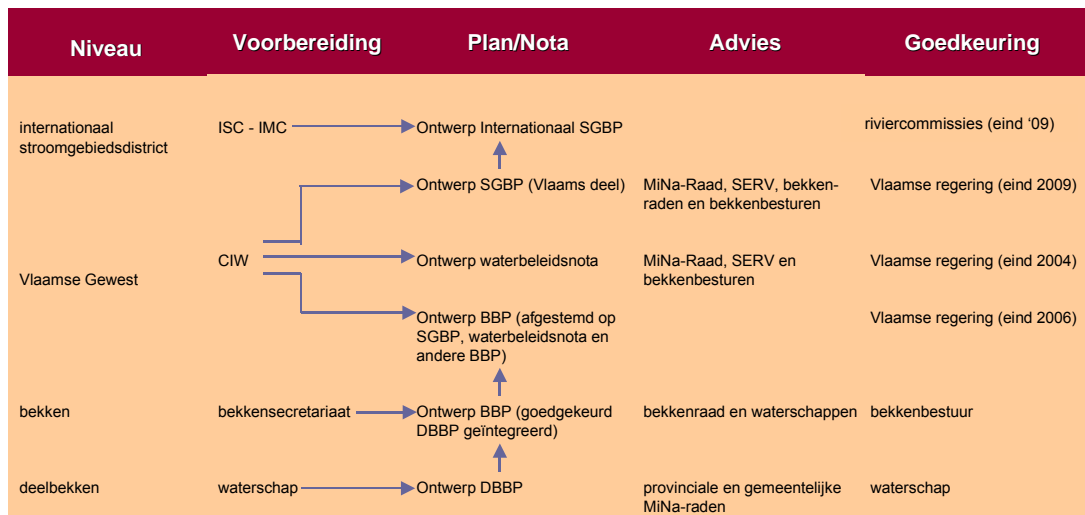
Aansluitend voorziet het decreet IWB een aantal **financiële instrumenten**: de mogelijkheid tot onteigening, het recht van voorkoop, de aankoopplicht en de vergoedingsplicht. Onteigening is steeds mogelijk, terwijl de andere instrumenten enkel van toepassing zijn op oeverzones en overstromingsgebieden die afgebakend zijn in de waterbeheerplannen. Het uitvoeringsbesluit van 24 juli 2009 bevat nadere regels voor de toepassing van deze financiële instrumenten.

Organisatie en planning van het integraal waterbeleid

De watersystemen worden geografisch ingedeeld in stroomgebieden en stroomgebiedsdistricten, zoals opgelegd door de KRW. In het Vlaamse Gewest is er een verdere opdeling in bekkens en deelbekkens. De organisatie en de planning van het waterbeleid gebeurt op deze verschillende niveaus. De waterbeheerplannen bevatten acties, maatregelen, middelen en termijnen om de doelstellingen van het integraal waterbeleid te bereiken. Figuur 2 geeft een algemeen overzicht van de organisatie en planning van het integraal waterbeleid op alle niveaus.

Op Vlaams niveau zorgt de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW) sinds maart 2004 voor het ambtelijke overleg tussen waterbeheerders en betrokken instanties. Op 9 september 2005 keurde de Vlaamse Regering een uitvoeringsbesluit bij het decreet IWB goed. Dit besluit bevat de noodzakelijke bepalingen voor de formele oprichting van de overlegstructuren op bekkenniveau (de bekkenbesturen, de bekkensecretariaten en de bekkenraden) en op deelbekkenniveau (de waterschappen). Eind 2006 waren alle waterschappen en bekkenoverlegstructuren opgericht.

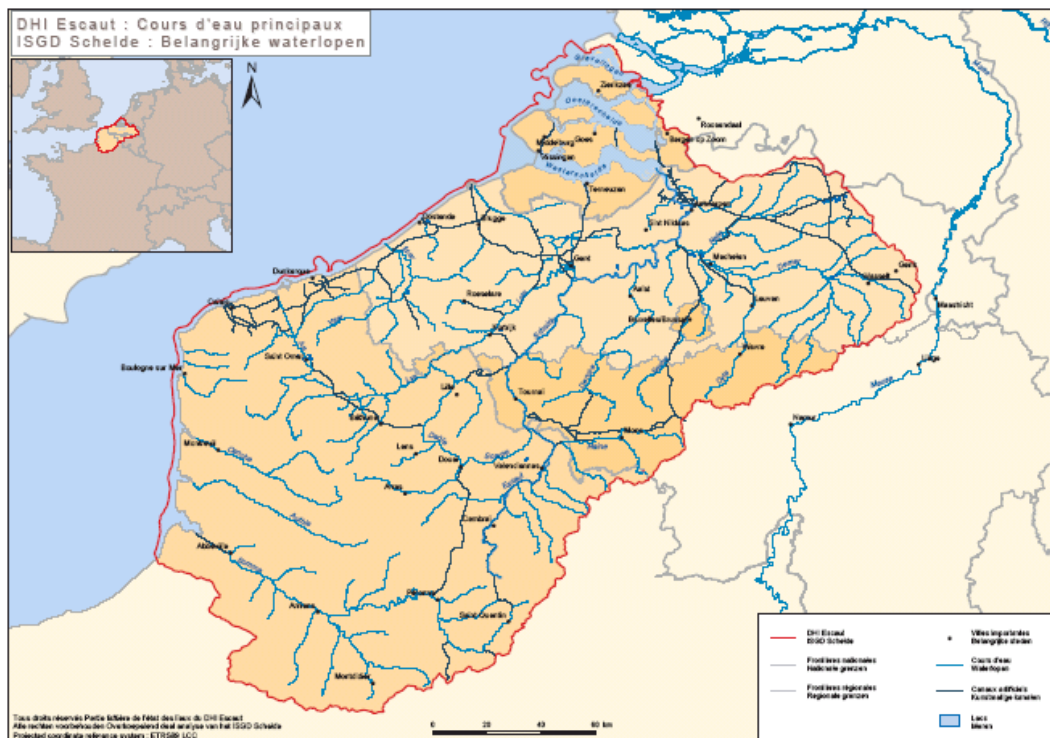
Figuur 2: Organogram organisatie en planning integraal waterbeleid



Stroomgebiedsdistricten – internationale riviercommissies – overkoepelende stroomgebiedbeheerplannen

Op niveau van het **stroomgebiedsdistrict** wordt de internationale coördinatie verzekerd binnen de Internationale Scheldecmissie (ISC) en de Internationale Maascommissie (IMC). In 1994 ondertekenden de oeverstaten van de stroomgebieden van de Schelde respectievelijk Maas het verdrag inzake de bescherming van de respectieve rivieren (Charlesville-Mézières, 1994). Na de publicatie van de KRW werd binnen de twee internationale riviercommissies gewerkt aan nieuwe verdragen waarbij de principes van de KRW geïntegreerd werden. Dit resulteerde in het **Schelde- en Maasverdrag** (Gent, 2002). Die verdragen wijzen de in Vlaanderen gelegen stroomgebieden van de Schelde, de IJzer en de Brugse Polders toe aan het internationaal stroomgebiedsdistrict van de Schelde, en dat van de Maas aan het internationaal stroomgebiedsdistrict van de Maas (figuren 3 en 4).

Figuur 3: Het stroomgebiedsdistrict van de Schelde



Figuur 4: Het stroomgebiedsdistrict van de Maas



In dezelfde verdragen zijn de Internationale Scheldec commissie en de Internationale Maascommissie aangeduid om de “multilaterale afstemming van de tenuitvoerlegging van de verplichtingen van de KRW met betrekking tot onderwerpen van gemeenschappelijk belang te verwezenlijken”.

De lidstaten en gewesten binnen de Internationale Scheldec commissie en de Internationale Maascommissie hebben een gezamenlijk overkoepelend stroomgebiedbeheerplan opgemaakt waarin de coördinatieacties op het niveau van de internationale stroomgebieden worden toegelicht.

In het internationale stroomgebiedsdistrict van de Schelde loopt van begin 2008 tot eind 2013 het ScaldWIN-project. Dit project, met Europese financiering via het Interreg IVB Noordwest-Europa programma, wil de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in het stroomgebiedsdistrict van de Schelde verbeteren.

In het project wordt samengewerkt rond het ecologisch herstel van waterlopen, met bijzondere aandacht voor vismigratie, de grensoverschrijdende monitoring en modellering van sedimenten vrachten, de monitoring en modellering van 2 grensoverschrijdende grondwatersystemen, de ontwikkeling van een gemeenschappelijke set van (economische) indicatoren en informatieverspreiding.

Meer info op www.ciwvlaanderen.be , www.scaldwin.org , www.isc-cie.org en www.meuse-maas.be ,

Vlaams Gewest – CIW – waterbeleidsnota en Vlaamse stroomgebiedbeheerplannen

Op **Vlaams niveau** is de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW) de spil van het IWB. De CIW werd aangeduid als bevoegde autoriteit voor de uitvoering van de KRW. De CIW staat op het niveau van het Vlaamse Gewest in voor de voorbereiding, de planning en de opvolging van het integraal waterbeleid. Ze waakt over de uniforme aanpak van de bekkenwerking en ze is belast met de uitvoering van de beslissingen van de Vlaamse Regering inzake integraal waterbeleid.

In de CIW zetelen de administraties van het Vlaamse Gewest die een belangrijke rol hebben in het waterbeleid. Ook de lokale waterbeheerders en de drinkwatermaatschappijen zijn vertegenwoordigd in de CIW.

Ter uitvoering van de KRW in het Vlaamse Gewest zorgt de CIW voor de opmaak van de analyses, de voorbereiding van de stroomgebiedbeheerplannen en de rapportering aan de Europese Commissie.

Daarnaast is de CIW onder andere verantwoordelijk voor de opmaak van de waterbeleidsnota, de voorbereiding van de methodologie en richtlijnen voor de waterbeheerplannen, de voorbereiding van richtlijnen m.b.t. de watertoets, de ondersteuning en opvolging van de bekkenstructuren ...

Op 8 april 2005 keurde de Vlaamse Regering de eerste waterbeleidsnota goed. Deze nota legt de krachtlijnen vast van de visie van de Vlaamse Regering op het integraal waterbeleid.

Op 14 september 2007 stelde de Vlaamse Regering de monitoringprogramma's voor de watertoestand vast.

Op 8 oktober 2010 werden de stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas en het bijhorende maatregelenprogramma voor Vlaanderen definitief goedgekeurd door de Vlaamse Regering. Het stroomgebiedbeheerplan bevat maatregelen om tot een goede watertoestand te komen. De lopende en de geplande maatregelen van het Vlaamse waterbeleid zijn opgenomen als basismaatregelen. Daarnaast bevatten de stroomgebiedbeheerplannen aanvullende maatregelen. Dat zijn extra inspanningen die nodig zijn om een goede watertoestand te behalen of stapsgewijs de toestand verder te verbeteren. Enkele

aanvullende maatregelen hebben een zeer hoge kostprijs. Daarom worden ze gebiedsgericht in speerpuntgebieden ingezet. In de stroomgebiedbeheerplannen werden 21 speerpuntgebieden geselecteerd.

[Meer info: www.ciwvlaanderen.be](http://www.ciwvlaanderen.be)

Bekkens – bekkenoverlegstructuren - bekkenbeheerplannen

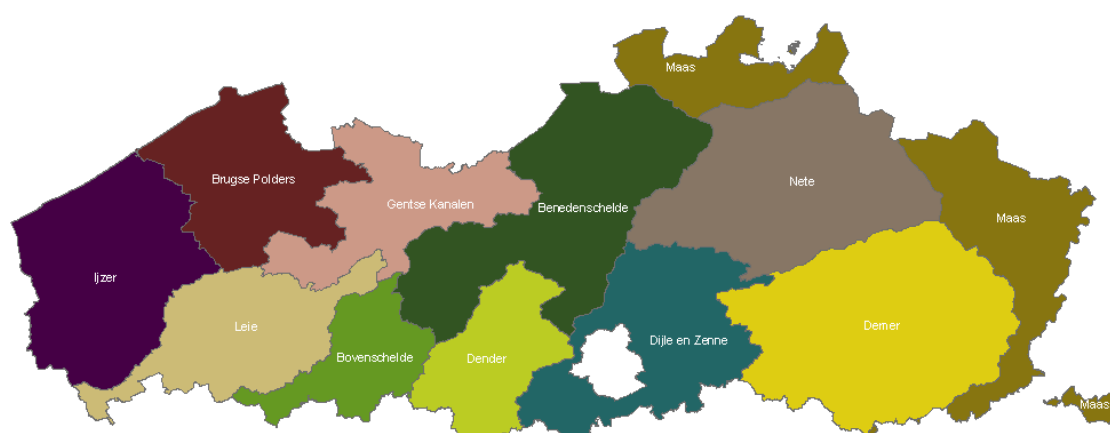
Vlaanderen is ingedeeld in 11 bekkens (figuur 5). Elk bekken heeft een bekkenbestuur (bestuurlijk overleg tussen vertegenwoordigers van het Vlaamse Gewest en mandatarissen van de provincies en de deelbekkens), een bekkenraad (maatschappelijk overleg) en een bekkensecretariaat (technisch-ambtelijk overleg). Het waterbeheer in het bekken krijgt vorm in het bekkenbeheerplan.

Het bekkenbeheerplan bepaalt het integraal waterbeleid voor het betreffende bekken. Vertrekkende van een situatie- en knelpuntenanalyse formuleert het plan een visie voor het waterbeheer in het bekken en legt het acties en maatregelen vast om deze visie te verwezenlijken. Bijzondere aandacht gaat naar het overleg met de belangengroepen en/of sectoren en met de besturen betrokken bij het waterbeheer in het bekken. Het bekkenbeheerplan bakent overstromingsgebieden en oeverzones af en geeft ook aan waar ruimtelijke plannen of plannen van aanleg moeten opgemaakt of gewijzigd worden.

De eerste generatie bekkenbeheerplannen werd op 30 januari 2009 vastgesteld. In deze plannen werden 13 overstromingsgebieden en 2 oeverzones afgebakend die meer ruimte aan het watersysteem geven.

Het jaarlijks bekkenvoortgangsrapport evalueert de voortgang van de uitvoering van het bekkenbeheerplan en bijhorende deelbekkenbeheerplannen. Het bekkenvoortgangsrapport gaat ook in op de aandachtspunten en knelpunten voor het verwezenlijken van de doelstellingen van het bekkenbeheerplan en rapporteert over de werking van de bekken- en deelbekkenstructuren.

Figuur 5: De bekkens in Vlaanderen



Meer info www.bekkenwerking.be

Deelbekkens – waterschappen - deelbekkenbeheerplannen

De 11 bekkens in Vlaanderen worden verder opgesplitst in 103 deelbekkens. Per deelbekken (of per cluster van deelbekkens) werd op initiatief van de provincie een waterschap opgericht. Een waterschap is een samenwerkingsverband tussen gemeenten, eventueel polders of watering, provincies en vertegenwoordigers van het Vlaamse Gewest. In totaal zijn er 52 waterschappen. Het secretariaat van het waterschap wordt waargenomen door de provincie. De deelbekkenbeheerplannen bepalen acties en maatregelen om het integraal waterbeleid op deelbekkenniveau in praktijk te brengen. Daarmee geven ze nadere uitvoering aan het bekkenbeheerplan.

Publieke participatie

Overleg en inspraak krijgen een belangrijke plaats in het integraal waterbeleid. Zo legt het decreet IWB de inspraak- en consultatieprocedure voor de waterbeheerplannen vast.

Het openbaar onderzoek over het voorbereidend document voor de opmaak van de stroomgebiedbeheerplannen en de bekkenbeheerplannen met bijbehorende deelbekkenbeheerplannen vond plaats van 22 november 2006 tot en met 22 mei 2007. Het openbaar onderzoek over de ontwerp stroomgebiedbeheerplannen vond plaats van 16 december 2008 tot 15 juni 2009.

De ontwerpplannen lagen telkens gedurende zes maanden ter inzage in de gemeentehuizen. De ontwerp bekkenbeheerplannen werden tijdens het openbaar onderzoek voor advies voorgelegd aan de bekkenraden en de waterschappen die deel uitmaken van het bekken. De ontwerp stroomgebiedbeheerplannen werden voor advies voorgelegd aan de Minaraad, SERV, SALV en de bekkenbesturen en bekkenraden.

Het openbaar onderzoek werd telkens bekend gemaakt via de campagne “*vol van water ...*”.

De ontwerpplannen konden geraadpleegd worden via de website www.volvanwater.be. Het openbaar onderzoek werd aangekondigd via televisie, radio en kranten. In ieder bekken vond een informatie- en inspraakvergadering plaats. Naast de eigenlijke documenten, waren ook een algemene infolder en brochures beschikbaar.

2 Indicatoren

2.1 Belasting van het oppervlaktewater

Laatst bijgewerkt: december 2010

Inleiding

Dit deel gaat in op de vuilvrachten die in het oppervlaktewater terecht komen ('belasting van het oppervlaktewater') en focust op de BZV-, CZV-, stikstof en fosforvrachten. Gevaarlijke stoffen komen aan bod in de achtergronddocumenten over zware metalen en PAK's. De uitbouw en werking van de openbare waterzuivering komt in een volgend deel aan bod.

Drukindicatoren zijn gebaseerd op de kwantificering van *vuilvrachten (emissie)*, aanwezig in het afvalwater van de doelgroepen bevolking (huishoudens), industrie, energie en handel & diensten (samen 'bedrijven') of afkomstig van het mestgebruik in de landbouw. De vuilvracht van de bedrijven wordt berekend als de som van hoeveelheden vervuilende stoffen per tijdseenheid (g/j), verkregen door de concentraties (g/m³) van de stoffen te vermenigvuldigen met het debiet van het geloosde afvalwater (m³/j). Deze cijfers zijn afkomstig van de Emissie-inventaris Water (www.vmm.be). Vuilvrachten van bedrijven waarvan het afvalwater niet bemonsterd wordt, worden bijgeschat. Waar toepasselijk wordt de zuivering van bedrijfsafvalwater op een openbare RWZI in rekening gebracht. Voor de bevolking worden forfaitaire waarden gehanteerd en wordt de belasting van het oppervlaktewater berekend rekening houdend met de lozingssituatie (bv. al dan niet aangesloten op een RWZI), de zuiveringsrendementen van de RWZI's of van de septische put/individuele zuivering en het overstortpercentage. De gegevens van de landbouw zijn het resultaat van de modellering die gebaseerd is op landbouwaangiften, tellingen ... Voor de berekening van N- en P-belasting door de landbouw gebruikt de VMM het SENTWA-model (Pauwelyn *et al.*, 1997; BDB, 2002). Voor de belasting van het oppervlaktewater met BZV en CZV door de landbouw wordt teruggegrepen naar een studie van Ecolas (2006).

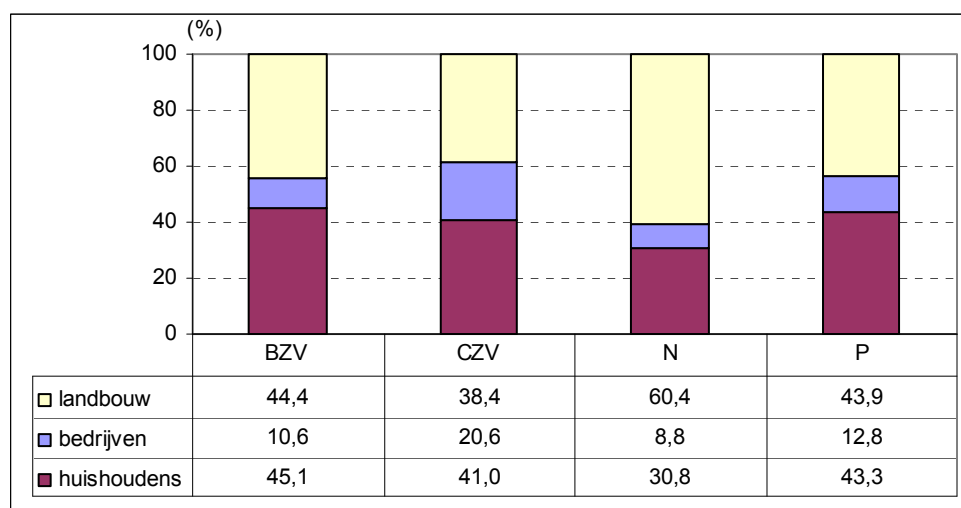
Belasting van het oppervlaktewater met BZV, CZV, N en P door huishoudens, industrie en landbouw

Aandeel van de doelgroepen

Voor de parameters BZV, CZV, N en P kan het aandeel van de doelgroepen opgemaakt worden met cijfers voor 2007 (figuur 6). De huishoudens hebben nog steeds een groot aandeel in de belasting van het oppervlaktewater. Voor BZV en CZV vormen zij de belangrijkste bron. De landbouw is verantwoordelijk voor het grootste aandeel van de totale stikstof- en fosforvracht die in het oppervlaktewater terechtkomt. Wat BZV en CZV betreft, komt de landbouw op de tweede plaats. Erfafspoeling van de veehouderij heeft een belangrijk aandeel in de BZV- en de CZV-vracht van de landbouw. Daarnaast is bodemerosie erg belangrijk voor de CZV-verliezen. Opvallend is het relatief kleine aandeel van de bedrijven.

In het onderzoek van Ecolas (2006) naar de verontreiniging van het oppervlaktewater met BZV en CZV door de landbouw werd ook aandacht besteed aan natuurlijke processen. Die cijfers werden niet verwerkt in figuur 6. Vooral de CZV-vracht door drainage en grondwater blijkt belangrijk. De bijdrage van regenwater en bladval in de waterloop bleek dan weer minimaal.

Figuur 6: Aandeel van de doelgroepen in de sectorgerelateerde belasting van het oppervlaktewater met BZV, CZV, N en P (Vlaanderen, 2007)*



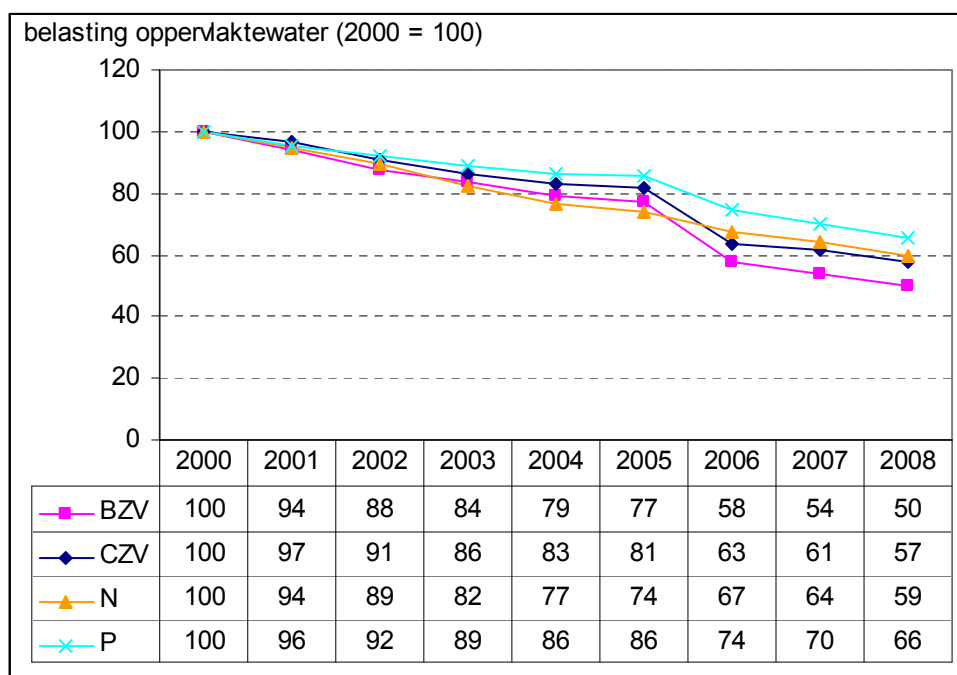
* Een deel van de belasting van het oppervlaktewater kon niet eenduidig toegeschreven worden aan een sector. Het gaat hierbij over natuurlijke processen waarvan aanvoer via drainage en grondwater veruit de belangrijkste is.

Bron: VMM, Ecolas (2006)

Belasting van het oppervlaktewater door huishoudens

De huishoudelijke vuilvrachten die de Vlaamse oppervlaktewateren te verwerken krijgen, zijn in de periode 2000-2008 gestaag afgenomen door de systematische uitbreiding en verbetering van de openbare waterzuivering (figuur 7). Deel 2.2 Uitbouw en werking van de openbare saneringsinfrastructuur gaat hier verder op in.

Figuur 7: Belasting van het oppervlaktewater door huishoudens (Vlaanderen, 2000-2008)

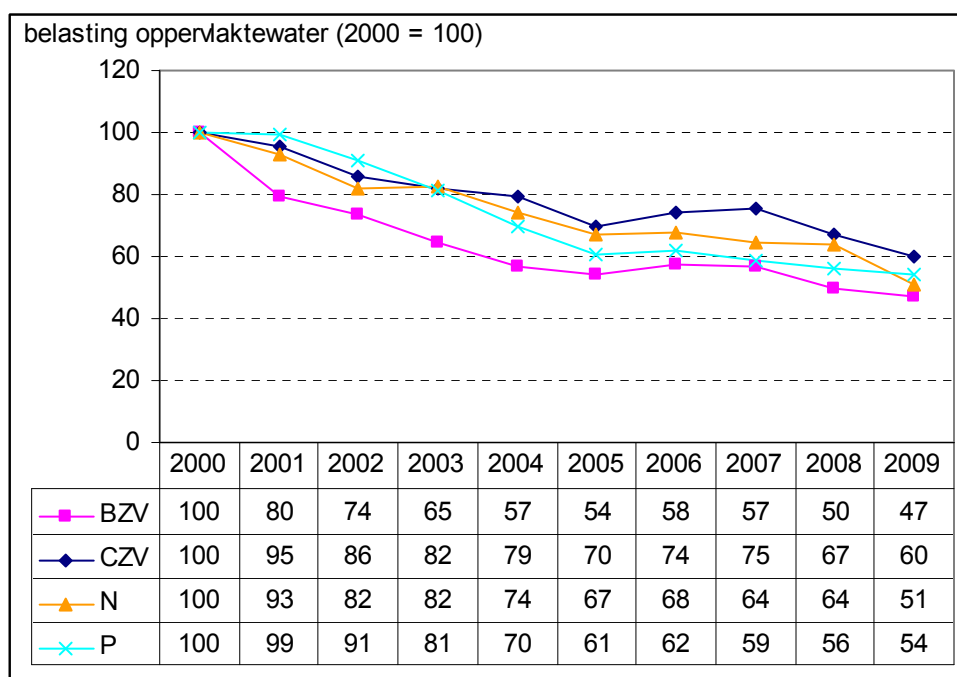


Bron: VMM

Belasting van het oppervlaktewater door bedrijven

De bedrijven realiseerden de sterkste daling in de periode 2000-2005, in 2006 en 2007 was er geen eenduidige evolutie. In 2008 en 2009 was er opnieuw een duidelijke daling (figuur 8). Wellicht speelt de financieel-economische crisis hierin een belangrijke rol.

Figuur 8: Belasting van het oppervlaktewater door bedrijven (Vlaanderen, 2000-2009)



Bron: VMM

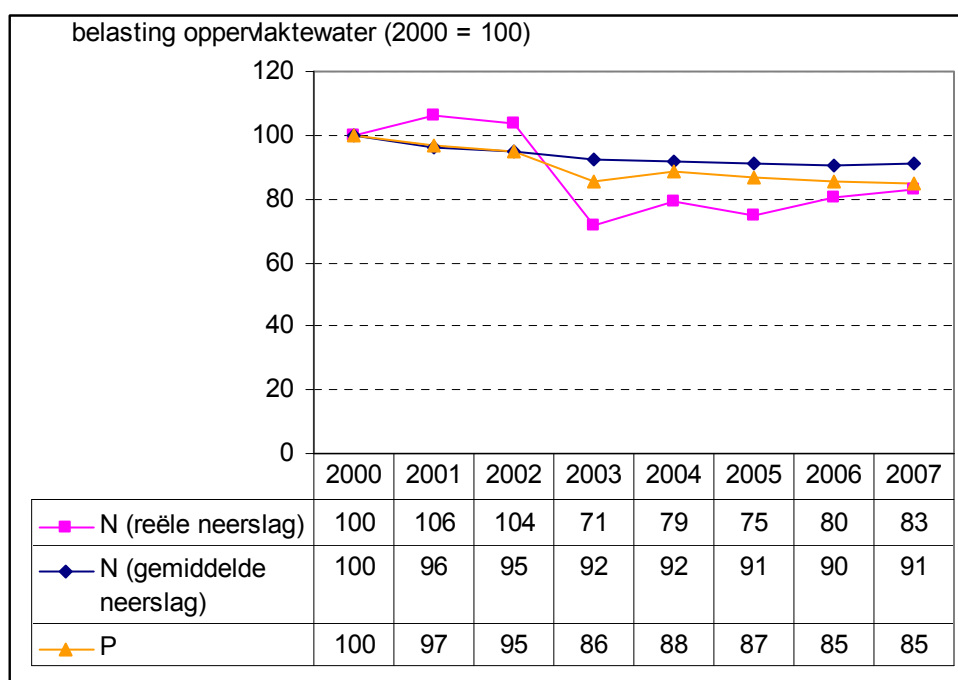
Zowel bedrijven als overheid doen inspanningen om de belasting van het oppervlaktewater door bedrijven te doen dalen. Met name door verstrengde lozingsnormen (via de VLAREM-vergunning), betere handhaving, schonere productiewijzen, de milieuheffing op bedrijfsafvalwater en het toenemend milieubewustzijn. Een deel van de bedrijven loost afvalwater in de openbare riolering. De uitbreiding en de verbetering van de openbare waterzuiveringsinfrastructuur hebben dus ook een positief effect.

Belasting van het oppervlaktewater door de landbouw

De neerslag heeft een belangrijke invloed op de stikstofverliezen van de landbouw. In droge jaren zijn die verliezen beduidend lager dan in natte jaren. Daarom worden de stikstofverliezen zowel bij reële als bij gemiddelde neerslag gemodelleerd. De stikstofverliezen bij reële neerslag liggen sinds 2003 op een lager niveau dan voordien, maar de laatste jaren stijgen ze opnieuw. De stikstofverliezen bij gemiddelde neerslag vertonen een geleidelijke daling tussen 2000-2006, die zich in 2007 niet doorzette. Sinds 2000 zijn de berekende fosforverliezen gedaald, alhoewel het tempo de laatste jaren afneemt (figuur 9).

Voor een uitgebreide beschrijving en analyse van het mestbeleid wordt verwezen naar het MIRA-achtergronddocument Vermesting.

Figuur 9: Belasting van het oppervlaktewater door mestgebruik in de landbouw (Vlaanderen, 2000-2007)



Bron: VMM

2.2 Uitbouw en werking van de openbare saneringsinfrastructuur

Laatst bijgewerkt: december 2010

Inleiding

Het eerste deel van dit hoofdstuk schetst de evolutie van de uitbouw van de saneringsinfrastructuur, zijnde de gerealiseerde bouw van de zuiveringsinstallaties, van het gemeentelijk rioleringsnet en van het gewestelijk collecteringsnetwerk.

Om een goede oppervlaktewaterkwaliteit te bereiken, volstaat het niet over de nodige infrastructuur te beschikken. Deze infrastructuur moet ook performant functioneren en op een correcte wijze beheerd worden. Daarom wordt de werking en het beheer van de infrastructuur geëvalueerd.

Tot slot worden ook kort de geplande ontwikkelingen toegelicht, met name de optimalisatieprogramma's, de subsidiëringsprogramma's voor de gemeentelijke rioleringen en zonerings- en uitvoeringsplannen.

Dit hoofdstuk is grotendeels gebaseerd op Jaarrapport Water 2009 (VMM, 2010a).

Uitbouw van de saneringsinfrastructuur

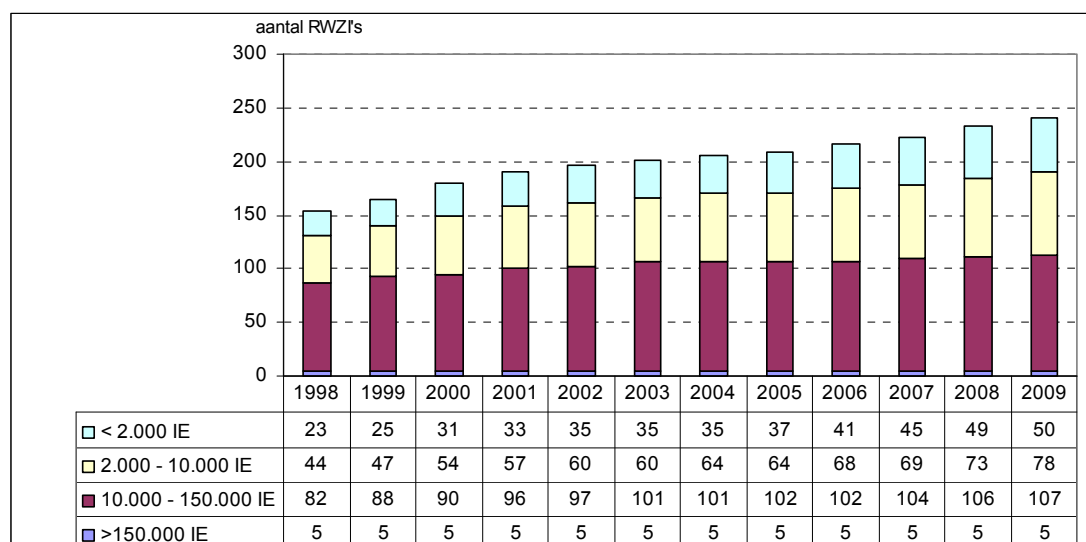
De rioolwaterzuiveringsinstallaties

Rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) zuiveren het afvalwater van huishoudens, diensten en bedrijven die in de riolering lozen, om de impact op de oppervlaktewaterkwaliteit te minimaliseren. De werking ervan wordt toegelicht op www.aquafin.be.

Figuur 10 geeft de evolutie van het aantal operationele RWZI's in Vlaanderen, ingedeeld volgens de grootte van de agglomeratie waarin ze gelokaliseerd zijn. De agglomeraties werden afgebakend conform de principes opgelegd door de Europese Richtlijn Stedelijk Afvalwater (ERSA). De agglomeratiegrootte bepaalt zowel de lozingsnormen van de installaties, als de uiterste datum waartegen de installaties in gebruik moe(s)ten zijn.

Vlaanderen heeft een sterke inhaalbeweging gedaan wat het aantal operationele RWZI's betreft. Eind 2009 waren in Vlaanderen 240 gewestelijke rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) in werking. Belangrijk in dit verband zijn ook de RWZI's Brussel-Zuid en Brussel-Noord, medegefinancierd door het Vlaamse Gewest, waarop een belangrijke vuilvracht afkomstig uit het Vlaamse Gewest aansluit.

Figuur 10: Aantal operationele RWZI's ingedeeld volgens de grootte van de agglomeratie (Vlaanderen, 1998-2009)



Bron: VMM

Op 31 december 1998 diende het afvalwater van de agglomeraties groter dan 10 000 IE₆₀¹ collectief gezuiverd te zijn. Voor Vlaanderen gaat het over 112 agglomeraties. Die RWZI's

¹ Aantal inwoner-equivalent berekend op basis van 60 gram BZV per dag per inwoner

moeten nutriënten (stikstof en fosfor) uit het afvalwater verwijderen (= tertiaire zuivering). Bijkomend dienden op 31 december 2005 82 agglomeraties van 2 000 tot 10 000 IE₆₀ voorzien te zijn van centrale zuivering en 10 agglomeraties van 2000 tot 10 000 IE₆₀ aangesloten te worden op een grotere RWZI. De doelstellingen van de Richtlijn Stedelijk Afvalwater werden niet tijdig gehaald. In 2004 werd België een eerste keer veroordeeld door het Europese Hof van Justitie wegens niet-conformiteit in de agglomeraties groter dan 10 000 IE. In 2010 kondigde de Europese Commissie aan dat België een tweede keer zal verwezen worden naar het Europese Hof van Justitie.

Sinds februari 2009 zijn echter alle nodige RWZI's groter dan 10 000 IE gebouwd in Vlaanderen. Ze voldoen aan de verplichting tot tertiaire zuivering. De aansluiting van de opvangsystemen voor het stedelijk afvalwater op RWZI's in de agglomeraties groter dan 10 000 IE is medio 2010 voor 99 % gerealiseerd. De noodzakelijke projecten om 100 % aansluiting te realiseren zijn allemaal in uitvoering. Naar verwachting zullen die projecten uiterlijk eind 2011 gerealiseerd zijn.

Medio 2010 zijn 79 RWZI's gebouwd in de agglomeraties van 2000 tot 10 000 IE. De overige 3 installaties zijn in aanbouw. Ook de aanleg van de meeste collectoren is lopend. Uiterlijk medio 2012 zouden alle projecten gerealiseerd zijn.

Uitbouw gemeentelijk rioleringsnet en bovengemeentelijk collecteringsnetwerk

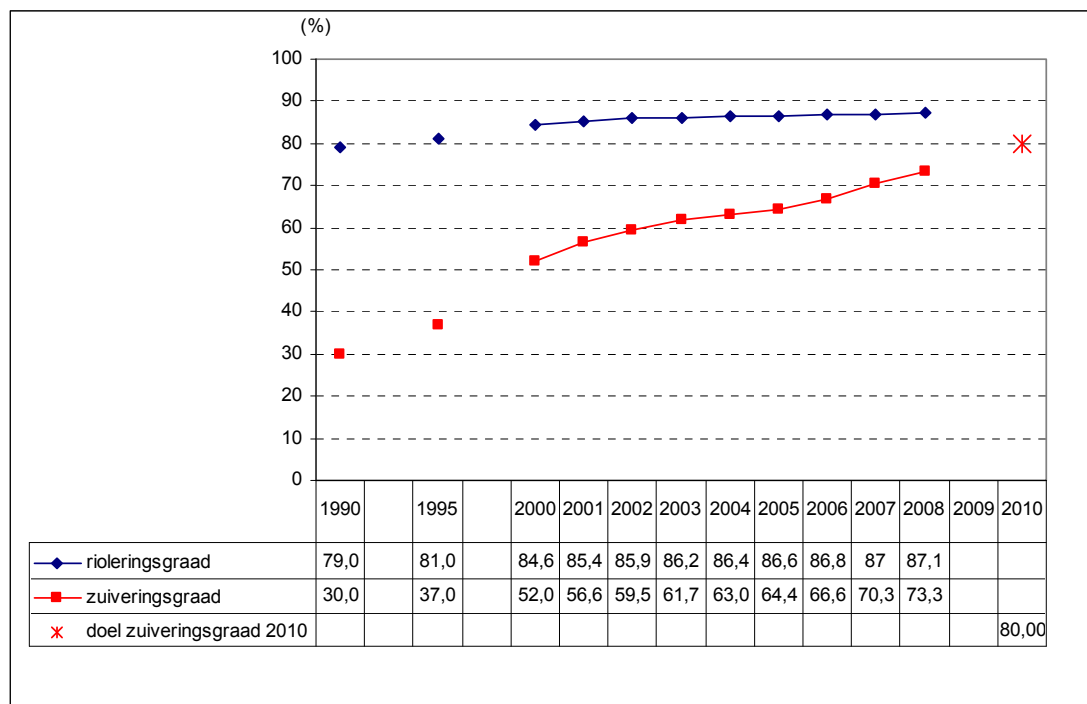
De fijnmazige inzameling van het afvalwater is een gemeentelijke opdracht. Daarenboven zijn sinds 1 januari 2005 de exploitanten van een openbaar waterdistributienetwerk ook op gemeentelijk vlak saneringsplichtig ten aanzien van het geleverde water. Dit betekent dat de gemeentes de uitbouw van het gemeentelijk rioleringsnet geheel of gedeeltelijk kunnen overdragen aan de exploitant van het openbaar waterdistributienetwerk. Gemeenten kunnen ook nog altijd de uitbouw overdragen aan een autonoom gemeentebedrijf, een intergemeentelijk samenwerkingsverband, een intercommunale of aan een via publieke marktbevraging aangestelde entiteit. Indien de gemeenten de uitbouw van de gemeentelijke infrastructuur overdragen aan één van de vermelde actoren, dan kunnen deze hiervoor ook subsidies aanvragen. Aangezien de gemeente nog steeds een grote inbreng heeft - ongeacht de aard van het samenwerkingsverband - en omdat er in de meeste gevallen een link is met het gemeentelijke wegennet, blijft de lokale overheid toch een belangrijke actor voor het gemeentelijk rioleringsstelsel.

De *bovengemeentelijke of gewestelijke opdracht* omvat het opnemen van het door de gemeente ingezamelde afvalwater en het transport hiervan naar een zuiveringsinstallatie. De *zuiveringsgraad* is het percentage van de inwoners waarvan het afvalwater, na transport via het riolerings- en collecteringsnetwerk, effectief gezuiverd wordt in een RWZI. Eind 2008 bedroeg deze zuiveringsgraad 73,3 % (figuur 11). Het MINA-plan 3+ (2008-2010) stelt, gebaseerd op de aan Aquafin opgedragen investeringsprogramma's, als plandoelstelling een zuiveringsgraad van 80 % voorop voor de centrale zuivering. De realisatie van deze doelstelling zal een belangrijke reductie van de druk op de Vlaamse oppervlaktewateren teweegbrengen. Om die doelstelling te halen, is het nodig het aanbestedingsritme hoog te houden. De rioleringsgraad geeft het percentage van de inwoners die hun afvalwater in een riool kunnen lozen. Eind 2008 bedroeg de rioleringsgraad 87,1 %.

Door de *ruimtelijke wanorde* in Vlaanderen zal een deel van de bevolking nooit aangesloten worden op de grootschalige zuiveringsinfrastructuur (afgelegen huizen, discontinue lintbebouwing). Daarom gaat in landelijke gebieden (buitengebied) meer aandacht naar kleinschalige waterzuivering voor het opvangen van disperse verontreiniging. De zoneringsplannen (zie verder) geven aan waar er individueel en waar er collectief gezuiverd moet worden. In de groene zone (nog te rioleren) volstaat zowel voor nieuwe als bestaande woningen een septische put (in afwachting van aansluiting op riool). In de rode zone moet er op termijn (gefaseerd maar ten laatste 2027) voor bestaande lozings een individuele behandelingsinstallatie voor afvalwater (IBA) komen. Gezinnen en andere kleinverbruikers die zelf instaan voor de zuivering van hun afvalwater, via een IBA, krijgen een vrijstelling van hun afvalwaterheffing. Sinds 1/1/2008 subsidieert het Vlaamse Gewest IBA's voor een bedrag van 2 250 euro enkel nog op voorwaarde dat de gemeente instaat voor de bouw en

het beheer van de installatie. Indien de burger zijn IBA laat plaatsen en onderhouden door de gemeente, betaalt hij een individuele saneringsbijdrage (als de gemeente gekozen heeft om die te innen), die meestal gelijk is aan hetgeen rioolzoekers betalen (gemeentelijke & bovengemeentelijke saneringsbijdrage). De gebiedsdekkende uitvoeringsplannen (GUP's, zie verder) zullen aangeven wanneer die IBA's bij gezinnen en andere kleinverbruikers geplaatst moeten zijn. De eerste GUP's zullen eind 2011 beschikbaar zijn.

Figuur 11: Zuiverings- en rioleringsgraad (Vlaanderen, 1990-2008)

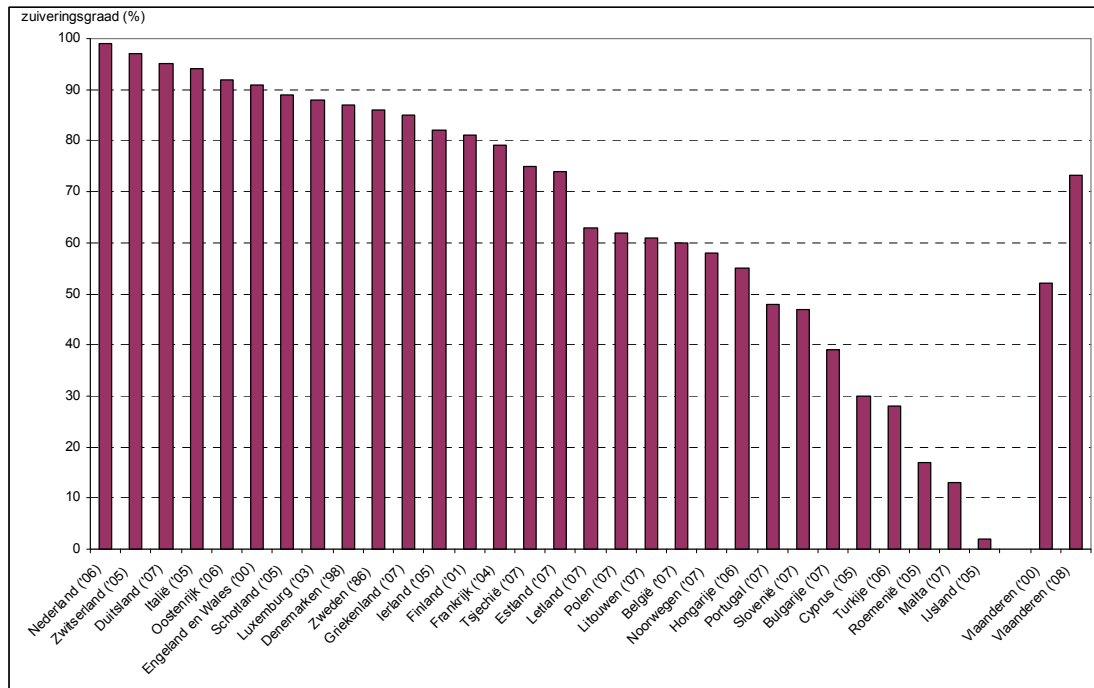


Bron: VMM

Figuur 12 geeft de zuiveringsgraad van een groot aantal Europese landen. De zuiveringsgraad slaat ook hier enkel op het percentage van de bevolking dat aangesloten is op een openbare waterzuiveringsinstallatie. Hoewel het verschil in referentiejaar de vergelijking bemoeilijkt, lijkt het erop dat Vlaanderen recent aansluiting heeft gevonden bij de middenmoot. Toch is het verschil nog groot met landen als Nederland, Luxemburg, Duitsland, Spanje, Denemarken, Oostenrijk, het Verenigd Koninkrijk en Zweden die een zuiveringsgraad van meer dan 85 % kunnen voorleggen. Dit heeft onder meer te maken met de historische achterstand die Vlaanderen had bij het invoegen treden van de Richtlijn Stedelijk Afvalwater, maar vooral ook met de ruimtelijke structuur (lintbebouwing e.d.) van Vlaanderen.

Merk op dat deze cijfers geen indicatie geven van de efficiëntie van de zuiveringsinstallaties, die in Vlaanderen hoog ligt.

Figuur 12: Zuiveringsgraad in Europese landen en in Vlaanderen



Jaartallen waarop de cijfers slaan, staan tussen haakjes.

Bron: Eurostat, VMM

Evaluatie van de werking en het beheer van de zuiveringsinfrastructuur

Evaluatie van de werking van de RWZI's

Inleiding

In 2004 werd in Vlarem opgenomen dat RWZI's naast concentratienormen tegelijk ook aan zuiveringsrendementen moeten voldoen.

Daarnaast werd eveneens bepaald dat installaties die de vooropgestelde rendementen om technische of andere redenen niet kunnen halen, een aangepast rendement kunnen krijgen. Dit aangepast rendement is gekoppeld aan een herstelprogramma dat de gekende oorzaken aangeeft van het niet halen van de in Vlarem vermelde rendementen. Deze soepelere rendementen werden vergund voor een periode van 5 jaar. Tijdens deze 5 jaar moet Aquafin de knelpunten verder onderzoeken, de nodige maatregelen of oplossingen voorstellen indien het de eigen infrastructuur betreft en, indien het knelpunten op infrastructuur van derden betreft, deze op hun verantwoordelijkheid wijzen.

In een beperkt aantal gevallen lag de oorzaak bij de installatie zelf en kon door het uitvoeren van aanpassingen aan de zuiveringsinstallatie de performantie verhoogd worden.

In de meeste gevallen lag de oorzaak bij de toestand van het stelsel. Soms was de oorzaak te zoeken in de aard en hoeveelheid van het geloosde afvalwater door bedrijven. Indien de oorzaak bij een bedrijf lag, werden vergunningsmatig de nodige aanpassingen voorgesteld of werden waar mogelijk via een contract de nodige maatregelen getroffen om de negatieve effecten weg te werken.

Bij RWZI's waar de slechte toestand van het stelsel de oorzaak is, werd Aquafin opgedragen de voornaamste knelpunten te inventariseren, oplossingen voor te stellen en de verantwoordelijke aan te geven. Voor de bovengemeentelijke infrastructuur werden door Aquafin de nodige projecten gedefinieerd voor het optimalisatieprogramma. In veel gevallen ligt de verantwoordelijkheid echter niet bij Aquafin maar bij de gemeente of de wegbeheerder.

In dergelijke gevallen diende Aquafin de nodige initiatieven te nemen om het oplossen van knelpunten door andere betrokken besturen of diensten te faciliteren.

De eerste versoepelingen werden verleend in 2005 en 2006 en lopen af in 2010 of 2011. Daarom werd in 2010 door VMM en Aquafin nagegaan of en in welke mate de betrokken RWZI's nog over een versoepeling voor bepaalde parameters moeten beschikken. Deze oefening werd afgerond in 2010. Gezien de vergunningsdossiers nog lopend zijn, kan nog geen uitspraak gedaan worden over de resultaten hiervan.

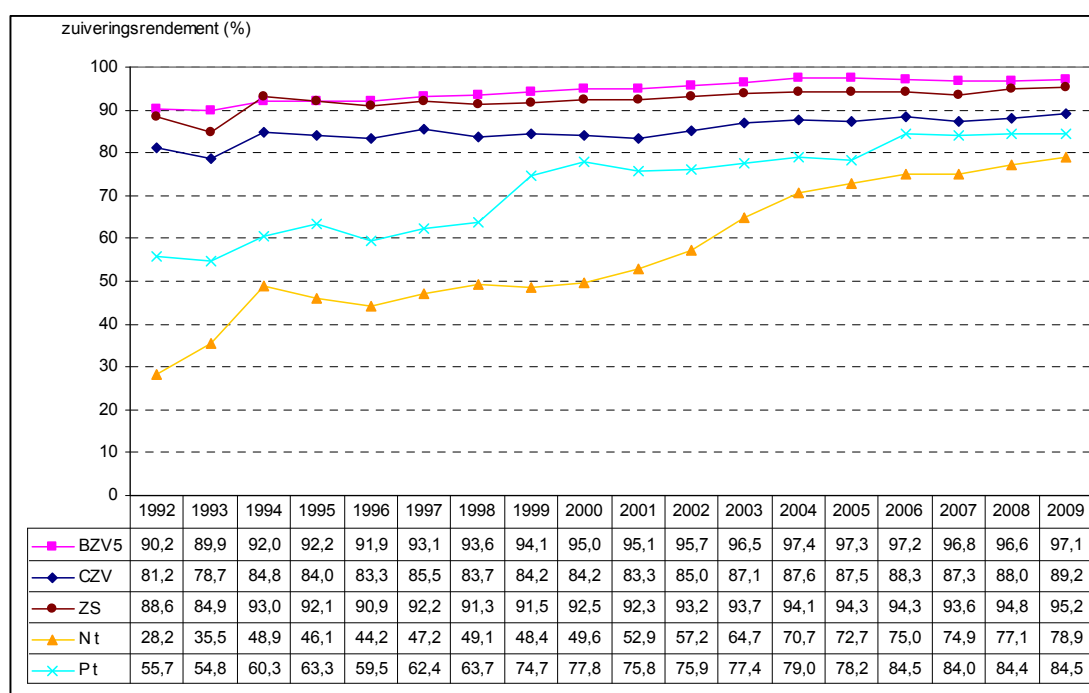
Gemiddelde zuiveringsrendementen RWZI's

Op basis van influent- en effluentmetingen kan het zuiveringsrendement voor de verschillende verontreinigende stoffen berekend worden. Zo wordt de doelmatigheid van de bedrijfsvoering van de RWZI's geëvalueerd.

De gewogen gemiddelde zuiveringsrendementen voor Vlaanderen van het biochemisch zuurstofverbruik (BZV), het chemisch zuurstofverbruik (CZV) en zwevende stoffen (ZS) zijn langzaam gestegen tot 97 %, 89 % en 95 % in 2009. Dit kan als optimaal beschouwd worden, gelet op de samenstelling van de influenten (figuur 13).

Het verwijderingsrendement voor fosfor is geleidelijk aan gestegen tot en met 2006. Sindsdien ligt het gemiddelde rendement op 84-85 %. De invoering van een rendementseis voor deze parameter ligt aan de basis van deze stijging, welke door extra toevoeging van chemicaliën werd bewerkstelligd. De stijging van het rendement voor stikstof, die begin 2000 was ingezet, zet zich ook nu door en ligt anno 2009 op 79 %. De oorzaak hiervoor is het toegenomen aantal RWZI's dat stikstof kan verwijderen.

Figuur 13: Evolutie van de RWZI-zuiveringsrendementen (Vlaanderen, 1992-2009)



Bron: VMM

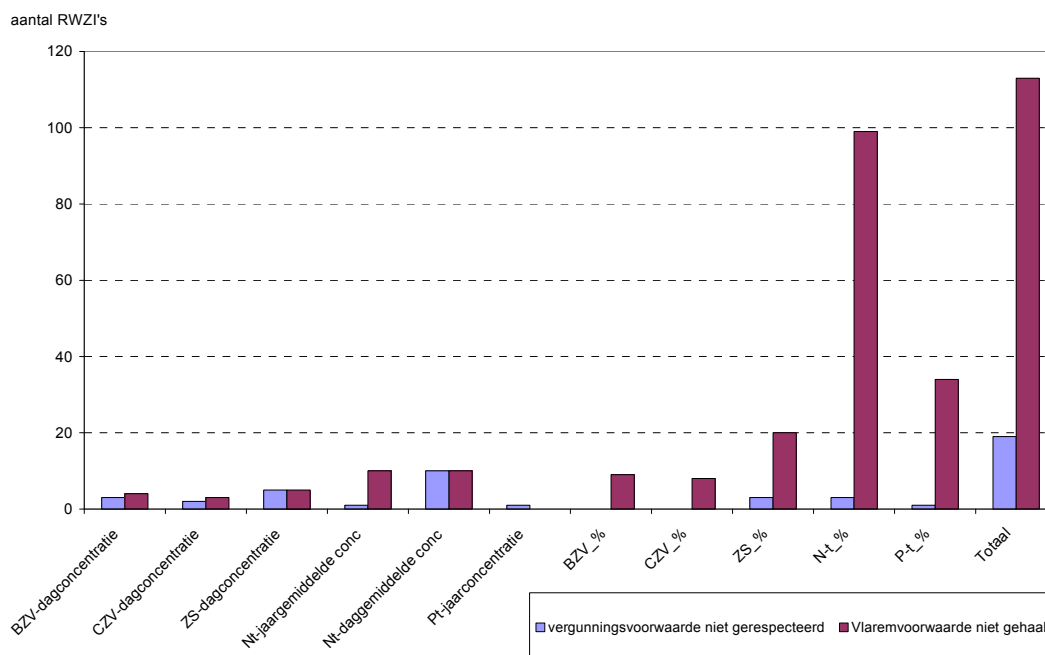
Toetsing van de zuiveringsrendementen aan de doelstellingen

De werking van de RWZI's wordt zowel getoetst aan de Vlaremdoelstellingen als aan de vergunningsvoorwaarden, zowel voor de concentraties van het geloosde effluent als de

verwijderingspercentages van de RWZI. Die toets gebeurde in 2009 voor 233 installaties. Figuur 14 geeft per parameter het aantal installaties dat niet voldeed. 214 RWZI's voldeden aan alle vergunningsvoorwaarden. De overige 19 voldeden niet, omdat ze faalden voor één of - in een beperkt aantal gevallen - voor meerdere voorwaarden uit de vergunning. Figuur 14 geeft per parameter het aantal installaties dat niet voldeed. De Vlaremdoelstelling voor het verwijderingspercentage van stikstof wordt het vaakst niet gehaald. Uit de vergelijking met vorig jaar blijkt dat er een aanzienlijke verbetering is met betrekking tot de jaarprestaties (Nt jaargemiddelde concentratie en Pt jaargemiddelde concentratie en rendementen (%) voor BZV, CZV, ZS, N-t en P-t).

Belangrijk is op te merken dat de eisen die Aquafin in de vergunningen opgelegd kreeg, in het merendeel van de gevallen, soepeler zijn dan de doelstellingen die opgenomen zijn in Vlaem. De versoepelingen worden per RWZI bepaald in functie van de mogelijkheden van de RWZI én van de belasting van de installatie. Al te vaak is verdunning van het influent immers de belangrijkste oorzaak voor het niet halen van de doelstellingen. Om de Vlaremdoelstellingen alsnog te bereiken, dienen er verdere optimalisaties in het toevoerend stelsel te gebeuren. Deze optimalisaties dienen niet enkel door Aquafin, maar vooral door de verschillende andere actoren in de waterzuivering (gemeenten, intercommunales, bedrijven, gezinnen ...) uitgevoerd te worden. Er is vooral voor het verwijderingsrendement van stikstof een groot verschil tussen de toets aan de vergunning en de toets aan de Vlaremdoelstellingen. Bij een verdere analyse blijkt dat het verwijderingsrendement voor stikstof vooral problematisch is voor de installaties met een capaciteit tussen 4 000 en 30 000 IE. In deze groep bevinden zich ook heel wat installaties die het afvalwater van verschillende landelijke kernen samen centraal zuiveren en die daardoor meer onderhevig zijn aan de verdunningsproblematiek.

Figuur 14: Toets van de RWZI's aan de vergunningsvoorwaarden en Vlaremdoelstellingen (Vlaanderen, 2009)



Bron: VMM

Evolutie van de aangevoerde vuilvracht

RWZI's worden ontworpen om een bepaalde vuilvracht, afkomstig van huishoudens en van bedrijven, te verwerken. Het is dan ook belangrijk dat de voorziene vuilvracht ook effectief toekomt op de RWZI.

De theoretisch verwachte vuilvracht is de som van de verwachte huishoudelijke en de verwachte industriële vuilvracht. De verwachte huishoudelijke vuilvracht is de vracht van de inwoners die de mogelijkheid hebben om hun afvalwater in een riool te lozen die aangesloten is op een RWZI. De industriële vuilvracht is de vracht afkomstig van de bemonsterde bedrijven van wie het afvalwater naar een openbare RWZI gaat.

Wat de collectering van het afvalwater door de openbare waterzuiveringsinfrastructuur betreft, kunnen zich echter twee soorten problemen voordoen. Enerzijds kunnen vuilvrachten die op een RWZI zouden moeten toekomen dat om verschillende redenen niet doen. Het kan dan bv. gaan om huishoudens die wel in de riolering zouden moeten lozen maar dat in de praktijk niet doen, om vuilvrachten die ongezuiverd in een waterloop terecht komen door de werking van overstorten of om vuilvrachten die door lekkage uit de riolering verdwijnen. Anderzijds kan water in de riolering terecht komen dat er in feite niet thuishoort. Voorbeelden zijn: op riolering aangesloten grachten, insijpelend grondwater, bemalingswater van gebouwen en kunstwerken. In dit verband is het interessant om de theoretisch verwachte debieten en vuilvrachten te vergelijken met wat effectief toekomt op de RWZI's.

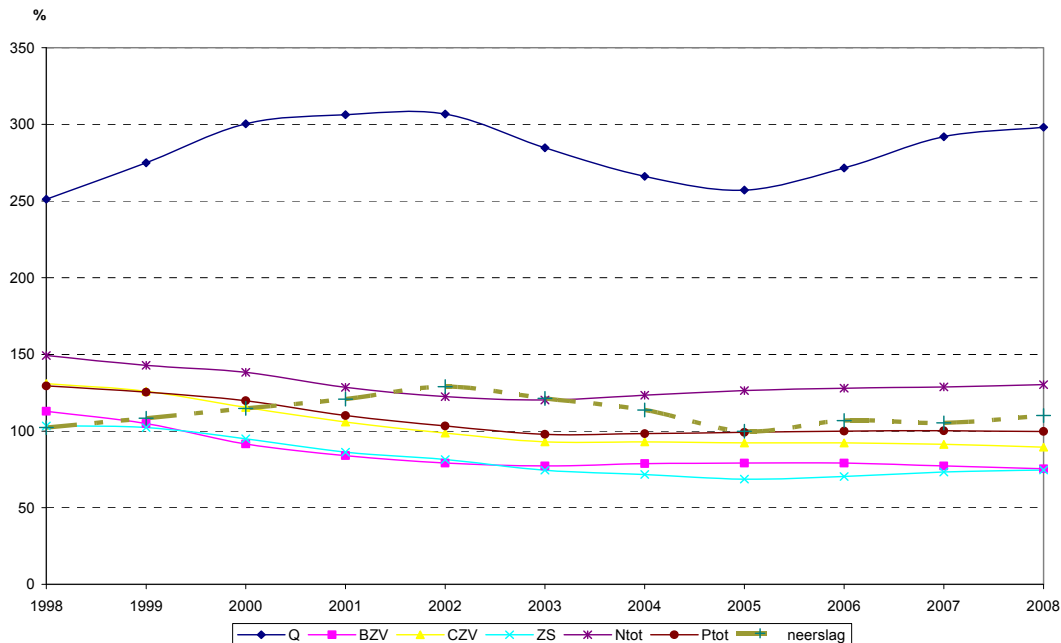
Figuur 15 geeft de verhouding van de waargenomen vrachten en debieten t.o.v. wat theoretisch verwacht wordt. Hoe dichter deze verhouding 100 % benadert, hoe meer de waarnemingen overeenkomen met de verwachtingen.

Het debiet (Q, 298 %) is zeer sterk neerslaggevoelig door de aanvoer van afvalwater via een overwegend gemengd stelsel. Hoewel er in 2008 nog een lichte toename is, zet de sterke stijging van de laatste jaren zich niet meer door.

De dalingen in de periode 1998-2002 zijn onder meer te danken aan de sanering van de industriële afvalwaters, die in deze periode aanzienlijk was. De parameters BZV, CZV en Ptot gedragen zich sinds 2001 vrij stabiel. De gemeten influentvracht voor Pt (100 %) komt het sterkst overeen met de theoretisch verwachte vuilvracht. Voor BZV (75 %) en CZV (89 %) ligt de gemeten vuilvracht duidelijk onder de verwachte vuilvracht.

Voor ZS (75 %) en voor Nt (130 %) is er de laatste jaren een gestage toename. Voor Nt ligt de belasting bovendien steeds hoger dan de theoretisch berekende. Die tendens verdient zeker de nodige aandacht. Er wordt momenteel onderzoek gedaan naar de oorzaak van dat fenomeen en naar de mogelijke manieren om die tendens af te buigen of om ze zo optimaal mogelijk op te vangen.

Figuur 15: Verhouding van de aangevoerde vuilvracht t.o.v. de verwachte waarde (Vlaanderen, 1998-2008)



Elke waarde is het voortschrijdende gemiddelde van het betreffende jaar en de twee voorgaande jaren.

Bron: VMM, 2009a

Knelpunten in het riolerings- en collecteringsstelsel

VMM gaat actief en gericht op zoek naar mogelijke knelpunten in de riolerings- en collecteringsstelsels. De resultaten van deze onderzoeken worden geïnventariseerd en geregistreerd in een knelpuntendatabank en worden overgemaakt aan en/of besproken met de betrokken instanties (Aquafin NV, gemeentebesturen ...) om in samenwerking te komen tot een oplossing van de gedetecteerde problemen.

De knelpuntendatabank bevat ondertussen (eind 2009) ongeveer 7 000 knelpunten. Tabel 1 geeft een overzicht van de diverse typen van geregistreerde knelpunten. Ongeveer 4,3 % staat geïnventariseerd als opgelost, voor ruim 14 % van de knelpunten is een oplossing voorzien via een project opgenomen op het GIP of het OP. Veel knelpunten hebben een minder grote impact op de werking van de saneringsinfrastructuur en zullen op middellange termijn opgelost worden bij heraanleg van het bestaand rioleringsstelsel.

Het meest voorkomende knelpunt is de aansluiting van grachten op de gemeentelijke rioleringsstelsels. Deze situatie dateert uit een periode, waarin voor de omwonenden de (versnelde) afvoer van het aanwezige water in de grachten, dat vervuild was door verspreide lozingen, primeerde. Niet elke gracht heeft dezelfde impact op de werking van de zuiveringsinstallaties; deze is afhankelijk zowel van terreinkarakteristieken (oppervlakte, hellingsgraad, grondwaterstand ...), als van de weersomstandigheden. Voor deze knelpunten met een belangrijke impact dient steeds op korte termijn gezocht te worden naar een oplossing. De grachten met een beperkte impact kunnen stelselmatig afgekoppeld worden via de toekomstige verdere aanleg van gescheiden stelsels.

Een dringende aanpak is echter eveneens vereist voor de overige knelpunten met een belangrijke impact op de werking van de zuiveringsinfrastructuur, zoals de aansluiting van waterlopen en bronnen. Alhoewel ze in aantal minder frequent voorkomen, leiden deze knelpunten, in tegenstelling tot grachten die vaak niet het hele jaar door water aanvoeren, continu tot de ongewenste aanvoer van water op de zuiveringsinstallaties via de riolerings- en collecteringssystemen. Dit kan leiden tot overmatig frequent werkende overstorten en tot lagere zuiveringsrendementen van de zuiveringsinstallaties.

Het terreinonderzoek levert dus ontegensprekelijk een belangrijke input bij de opmaak van zowel de Gemeentelijke Investeringsprogramma's (GIP) als de Gewestelijke Optimalisatieprogramma's (OP) (zie verder). De noodzakelijke ingrepen krijgen een prioriteit toegekend afhankelijk van de impact van het knelpunt, alsook van de complexiteit en de kostprijs van het project.

Tabel 1: Indeling van de geregistreerde knelpunten volgens type (Vlaanderen, 2009)

type knelpunt	aantal	%
aansluiting van grachten	3 280	46,9
aansluiting van de afwatering van verharde en/of onverharde oppervlakken	1 080	15,4
aansluiting van waterlopen	390	5,6
aansluiting van draineringen	380	5,4
slechte werking van rioleringsinfrastructuur	250	3,6
verkeerde werking van overstort	200	2,9
overige	1 420	20,2

Bron: VMM

Het overstortmeetnet

Overstorten zijn de uitlaten op het riool- en collectorenstelsel die in werking kunnen treden om te voorkomen dat het rioolstelsel onder druk komt te staan wanneer het zich volledig zou opvullen, wat de afvoerfunctie zou belemmeren. Bij een overstortwerking komt het ongezuiverde rioolwater in oppervlaktewater terecht. Sinds 2003 meet de VMM op een aantal strategische locaties overstortfrequentie en -duur. In 2009 waren er 269 meetstations op overstorten operationeel.

Een overstortwerking gedurende 2 % van de tijd wordt algemeen als "aanvaardbaar" beschouwd. De beoordeelde overstorten hebben in 2009 gemiddeld 2,46 % van de tijd gewerkt.

De dalende trend die zichtbaar is sinds de opstart in 2003, zet zich door (met uitzondering van 2007), maar is nog steeds boven de vooropgestelde 'aanvaardbaarheidsnorm' van 2 % (tabel 2).

Tabel 2: Overstortwerking (Vlaanderen, 2003-2009)

meetjaar	meetstations	duur (%)	frequentie	gem. duur/OS (min)	gem. neerslag (mm)
2003	51	5,63	82	358	671
2004	172	4,6	74	248	914
2005	242	3,6	63	291	751
2006	275	2,76	46	307	835
2007	283	3,27	52	309	880
2008	250	2,67	43	323	862
2009	269	2,46	42	301	763

Bron: VMM

Uitgaande van de overstortmetingen wordt door het Vlaamse Gewest in samenwerking met Aquafin en de gemeenten gezocht naar de oorzaak van de te veelvuldige overstortingen. Prioriteit wordt hierbij gegeven aan remediëring van de meest frequent werkende overstorten. Eens de oorzaak gekend, worden maatregelen voorgesteld om de toestand te verhelpen. De analyse van de 15 overstorten die in 2005 het meest werkten, leert dat de doorgevoerde maatregelen duurzame effecten opleveren (VMM, 2009a).

Incidenten

Een incident is een gebeurtenis of een verstoring in de werking van de saneringsinfrastructuur die mogelijk aanleiding kan geven tot het niet halen van de normen en/of andere verplichtingen van Aquafin. Aquafin is contractueel verplicht deze te melden aan het Vlaamse Gewest.

In 2009 werden 365 incidenten gemeld, dit zijn er 95 of 35 % meer dan in 2008. Bij ongeveer de helft (192) ligt een interne storing in de bedrijfsvoering aan de basis van het incident. De 173 andere hebben een externe oorzaak.

203 van de 365 gemelde incidenten hadden een belangrijke negatieve impact op de waterkwaliteit van de ontvangende waterloop. Van de incidenten met een interne oorzaak heeft duidelijk een groter aandeel (bijna 70 %) een negatieve impact, voor de extern veroorzaakte incidenten ligt dit op 40 %.

De meest voorkomende incidenten hebben te maken met het voorkomen van leemafspoeling bij hevige regenbuien, verstopping van leidingen of wervelventielen of uitval van het elektriciteitsnet ... Dergelijke incidenten kwamen in 2009 79 keer voor, waarbij dit in 47 gevallen ook leidde tot een belangrijke negatieve ecologische impact.

Incidenten van het type 'externe lozing' kwamen ook vrij veel voor, nl. 69 keer. Deze hadden slechts in 6 gevallen een belangrijke negatieve ecologische impact op het oppervlaktewater.

Voor de interne incidenten is een defect aan de RWZI de meest voorkomende oorzaak. In 50 van de 68 gevallen had dit een ernstige of zeer ernstige milieu-impact tot gevolg.

Ecologische Performantie Indicatoren

Sinds 2008 beoordeelt VMM de bedrijfsvoering van het bovengemeentelijke stelsel beheerd door Aquafin aan de hand van een aantal indicatoren. In 2009 werden al 56 zuiveringsgebieden beoordeeld wat overeenkomt met ongeveer 60 % van de huishoudelijke vuilvracht die op RWZI's gezuiverd wordt. In 2008 betrof het slechts 41 gebieden. Voor de in 2009 uitgevoerde beoordeling worden de meet- en monitoringgegevens van 2008 gebruikt.

De kernopdracht van Aquafin kan samengevat worden als volgt: "Het door de gemeenten aangeboden afvalwater met minimaal verlies naar de zuiveringsinstallaties transporteren en het daar maximaal zuiveren." Deze kernopdracht wordt vertaald in 5 indicatoren. Elke indicator wordt uitgedrukt in een performantie-indicatoreenheid, waarbij een positieve score een goed resultaat betekent (en vice versa). Een nulresultaat betekent dat de bedrijfsvoering van het onderdeel conform is aan de ontwerpcriteria.

In 2009 konden de volgende resultaten worden opgetekend:

- *Werking influentpompen en –vijzels*
Gemiddeld genomen worden deze goed bedreven. In een aantal gebieden is er echter een infrastructureel probleem
- *Voldoende zuivering (rendementen en concentratienormen)*

Het overgrote deel van de RWZI's voldoet aan de opgelegde normen in de vergunning of doet het veel beter. De score is beter dan in 2008.

- *Strategische pompstations – kritische doorvoerleidingen*
Slechts een zestal pompstations kon in 2009 beoordeeld worden. Op basis van deze beperkte beoordeling stelt VMM vast dat er op dit vlak nog verbetering mogelijk is.
- *Werking overstorten*

Een overstortwerking gedurende 2 % van de tijd wordt algemeen als 'aanvaardbaar' beschouwd. De beoordeelde overstorten hebben in 2009 gemiddeld 2,46 % van de tijd gewerkt. Net zoals in 2008 wordt in een aantal gebieden de milieuwinst die geboekt wordt door de verregaande zuivering voor een groot deel teniet gedaan door een overmatige overstortwerking. Toch is het resultaat beter dan vorig jaar, maar dit heeft wellicht alles te maken met het gunstiger neerslagpatroon. Hieruit kan niet eenduidig de conclusie getrokken worden dat Aquafin het stelsel slecht beheert. Wanneer een overstort overmatig werkt door een pomp die te weinig verpompt, dan ligt de verantwoordelijkheid duidelijk bij Aquafin. Wanneer echter blijkt dat er teveel water aangevoerd wordt, doordat er bv. bronnen of beken aangesloten werden op het rioolstelsel, dan ligt de overmatige werking van het overstort niet aan Aquafin, maar bij de betrokken gemeente of rioolbeheerder.

- *Inspelen op incidenten*
Incidenten worden goed aangepakt, zij het dat de tijdige melding aan het Vlaamse Gewest een aandachtspunt blijft.

Wanneer alle indicatoren tot één globaal resultaat worden herleid, dan bekomt Aquafin een hogere/betere score dan vorig jaar. De reden hiervoor is te zoeken in een positieve evolutie in de overstortwerking en in een betere zuivering van het afvalwater (beter effluent).

Deze resultaten worden systematisch besproken enerzijds met Aquafin en anderzijds met andere belanghebbenden zoals bekkenverantwoordelijken. Op deze wijze kan elke betrokkene binnen zijn verantwoordelijkheid de nodige bijstellingen aan de infrastructuur of het beheer uitvoeren om het resultaat te verbeteren.

In de toekomst zal het aantal beoordeelde gebieden nog uitgebreid worden. In 2010 werden in totaal al 72 gebieden beoordeeld.

Planmatige aanpak

Optimalisatieprogramma's

Elk jaar maakt de VMM een optimalisatieprogramma (OP) op. Dit gebeurt steeds in overleg met de verschillende betrokken actoren (integrale aanpak). Het opmaken van een dergelijk programma is het resultaat van een aantal afwegingen die niet eenduidig met elkaar te vergelijken zijn. Enerzijds betreft het kwantificeerbare factoren zoals aantal IE, afkoppelbare oppervlakte ... en anderzijds betreft het relatieve afwegingen zoals beleidsprioriteiten, toestand van het terrein, bereidheid andere actoren ...

Ten gevolge van het Lokaal Pact afgesloten met de gemeenten, keurde de Vlaamse Regering op 29 mei 2010 een aanvulling op het optimalisatieprogramma voor het jaar 2010 goed. Dit programma bevat 30 projecten voor een totaal investeringsbedrag van 26,6 miljoen euro.

Eind oktober 2009 werd een optimalisatieprogramma voor het jaar 2011 overgemaakt aan de Vlaamse minister van Leefmilieu. De budgettaire problematiek zorgde voor enige vertraging waardoor de Vlaamse Regering het programma pas goedkeurde op 2 april 2010. Dit programma bevat 192 projecten voor een totaal investeringsbedrag van ongeveer 200 miljoen euro.

Op 19 november 2010 stelde de Vlaamse Regering het investeringsbudget voor de uitbouw van de bovengemeentelijke waterzuiveringsinfrastructuur voor het programmajaar 2012 vast op 200 miljoen euro, waarvan 100 miljoen euro in het kader van het Lokaal Pact met de gemeenten. Ze keurde meteen het Optimalisatieprogramma 2012-2016 van de bovengemeentelijke waterzuiveringsinfrastructuur goed. Ze besliste 50 miljoen euro ter beschikking te stellen voor de overloop van het investerings- en het renovatieprogramma van vorige programmajaren.

Subsidiëringsprogramma's voor de gemeentelijke rioleringen.

Tot 2002 werden de subsidiëringsprogramma's 1996 en 1997 en de rollende meerjarenprogramma's 1998-2002, 1999-2003, 2000-2004, 2001-2005 en 2002-2006 goedgekeurd. Sinds het subsidiebesluit van 1 februari 2002 werd de opmaak van de programma's gewijzigd naar kwartaalprogramma's i.p.v. meerjarenprogramma's. Normaliter worden jaarlijks 4 kwartaalprogramma's opgemaakt en voorgelegd aan de minister ter goedkeuring. Tot op heden worden 4, 3 of 2 kwartaalprogramma's (door bundeling van de laatste 2 of 3 kwartalen) voorgelegd aan de minister van leefmilieu. Na de goedkeuring door de minister worden deze ter kennis gebracht aan de Vlaamse gemeenten.

Er werd jaarlijks een basiskrediet van 65 miljoen euro ter beschikking gesteld op het MINA-fonds voor de subsidiëring van de uitbouw van het gemeentelijk rioleringsnet en de gemeentelijke kleinschalige waterzuiveringsinstallaties. Met dit bedrag kon voor ongeveer 150 miljoen euro aan projecten (wegenis en riolering) worden gesubsidieerd. Het basiskrediet van 65 miljoen euro werd voor 2008 verhoogd met 25 miljoen euro, voor 2009 en 2010 werd het bedrag opgetrokken tot ongeveer 110 miljoen euro.

Zonerings- en uitvoeringsplannen

Zoneringsplannen geven aan welke gebieden collectief en welke individueel gesaneerd worden. Hiertoe werd aan de hand van een door Aquafin ontwikkelde methodologie zuiveringsgebied per zuiveringsgebied nagegaan of het voor de hier aanwezige clusters van woningen economisch verantwoord is om een collectieve of individuele sanering op te leggen. Dit resulteert in een voorontwerp van zoneringsplan dat opgebouwd is uit verschillende zones. In het oranje gebied (het centrale gebied) wordt het afvalwater vandaag reeds gezuiverd. In de donkergroene zone is collectieve zuivering de goedkoopste oplossing. In de rode zone is de goedkoopste oplossing de aanleg van een IBA. In de loop van 2008 en 2009 zijn de zoneringsplannen voor alle gemeenten vastgesteld en gepubliceerd. Ze kunnen geconsulteerd worden op <http://geoloket.vmm.be/zoning/>.

In de *gebiedsdekkende uitvoeringsplannen* zal concreet worden weergegeven wie (gemeente of gewest) welke projecten zal moeten uitvoeren en wat de uiterste deadline is. Bij het vaststellen van deze deadline zal rekening worden gehouden met het rendement en met de milieu-impact van het project. Anno 2010 zijn deze uitvoeringsplannen voor alle gemeenten in opmaak. Eind 2011 zouden de eerste resultaten beschikbaar moeten zijn.

2.3 Fysisch-chemische kwaliteit van het oppervlaktewater

Laatst bijgewerkt: december 2010

Inleiding

Primordiaal voor een goede ecologische toestand is een goede zuurstofhuishouding. Gevoelige soorten verdwijnen immers snel bij verlaagde zuurstofconcentraties. Eutrofiëring betekent het overmatig aanwezig zijn van nutriënten zodat het plantaardig leven in een waterloop zich explosief kan ontwikkelen. Vooral stikstof- en fosforverbindingen spelen een belangrijke rol in dit proces. Deel 1.1 Mechanismen gaat dieper in op het belang van zuurstof en nutriënten.

Voor de aanwezigheid van gevaarlijke stoffen in het oppervlaktewater wordt verwezen naar de achtergronddocumenten Verspreiding van producten van onvolledige verbranding, PCB's, zware metalen en bestrijdingsmiddelen en naar www.vmm.be.

Voor de resultaten van het MAP-meetnet (meetpunten specifiek in landbouwgebied) wordt verwezen naar het achtergronddocument Vermesting en naar www.vmm.be

Overgang naar nieuw normenstelsel

Sinds vele jaren wordt in Vlaam II een onderscheid gemaakt tussen basismilieukwaliteitsnormen en milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewateren met een specifieke functietoekenning (oppervlaktewateren met de bestemming zwemwater en viswater en oppervlaktewateren bestemd voor schelpdieren en drinkwaterproductie). De basismilieukwaliteitsnormen hadden echter een beperkte ecologische en ecotoxicologische onderbouwing.

Mee onder impuls van de Europese kaderrichtlijn Water werden nieuwe, beter onderbouwde normen ontwikkeld. De nieuwe basismilieukwaliteitsnormen gelden als richtwaarde en kunnen verschillen naargelang de categorie en het type water. Ze zijn bepalend voor de goede ecologische en goede chemische toestand en moeten ten laatste op 22 december 2015 gehaald worden. Onder bepaalde omstandigheden kan echter van de milieukwaliteitsnormen afgeweken worden.

De nieuwe normen zijn op 9 juli 2010 gepubliceerd in het Belgisch Staatsblad. Juridisch worden ze echter pas van kracht 10 dagen na de publicatie van de stroomgebiedbeheerplannen in het Belgisch Staatsblad. Op 8 oktober 2010 keurde de Vlaamse Regering de stroomgebiedbeheerplannen van Schelde en Maas definitief goed, maar bij de opmaak van dit document (november 2010) waren ze nog niet gepubliceerd in het Belgisch Staatsblad.

Omdat de nieuwe normen juridisch nog niet van kracht waren bij de opmaak van dit document en omdat nog niet van alle meetplaatsen het exacte type is gekend, worden de resultaten hier niet getoetst aan de nieuwe normen. Voor de toets aan de oude basismilieukwaliteitsnormen wordt verwezen naar het Jaarrapport Water 2009 (www.vmm.be).

Zuurstof en nutriënten in oppervlaktewater

Inleiding

Hier volgt een overzicht van de evoluties van de parameters ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitraat ($\text{NO}_3\text{-N}$), orthofosfaat (o-PO_4) en opgeloste zuurstof (O_2) voor de periode 2000-2009. Stikstof komt in ionische vorm voor in het water als ammoniakale stikstof ($\text{NH}_4\text{-N}$) en/of als nitraat (NO_3^-), maar ook in de vorm van nitriet (NO_2^-), in kleinere concentraties. Ammonium is het eindproduct van de afbraak van stikstofhoudende moleculen na aërobe mineralisatie of na anaërobe vergisting.

Twee figuren illustreren de trends. Een eerste figuur geeft de evolutie van de jaarconcentraties, uigemiddeld over het gemiddelde van alle metingen per meetplaats van het hele meetnet. Voor nitraat worden de MAP-metpunten niet in beschouwing genomen worden.

Daarna volgt een figuur met de resultaten van een statistische trendanalyse (software: Trendanalist). Die analyse bestaat uit twee stappen: trenddetectie en trendkwantificering. Bij de *trenddetectie* wordt per meetpunt nagegaan of er sprake is van een monotone trend met andere woorden of de meetwaarden doorgaans dezelfde richting opgaan. Of de meetwaarden normaal verdeeld zijn, seizoenseffecten en/of autocorrelatie vertonen, bepaalt welke statistische test toegepast wordt (lineaire regressie of de Mann-Kendall-toets, al dan niet aangepast voor seizoenseffecten en/of autocorrelatie).

Enkel als er een statistisch significante trend gedetecteerd is, wordt de grootte van de trend bepaald. De manier waarop hangt af van de test die gebruikt is voor de trendbepaling. Voor de (uitgebreide) lineaire regressie is dat de regressiehelling, voor Mann-Kendall is dat de Theil's helling of de Kendall's seizoenshelling. De Theil's helling is de mediaan van alle mogelijke hellingen tussen de afzonderlijke waarden van de tijdreeks. De Kendall's seizoenshelling is de mediaan van alle hellingen tussen meetwaarden die precies een of meerdere jaren uit elkaar liggen.

Elke statistisch significante trend is relatief uitgedrukt als percentage verandering per jaar ten opzichte van de mediaan van de meetreeks. De grootte van de trend wordt ingedeeld in klassen volgens tabel 3.

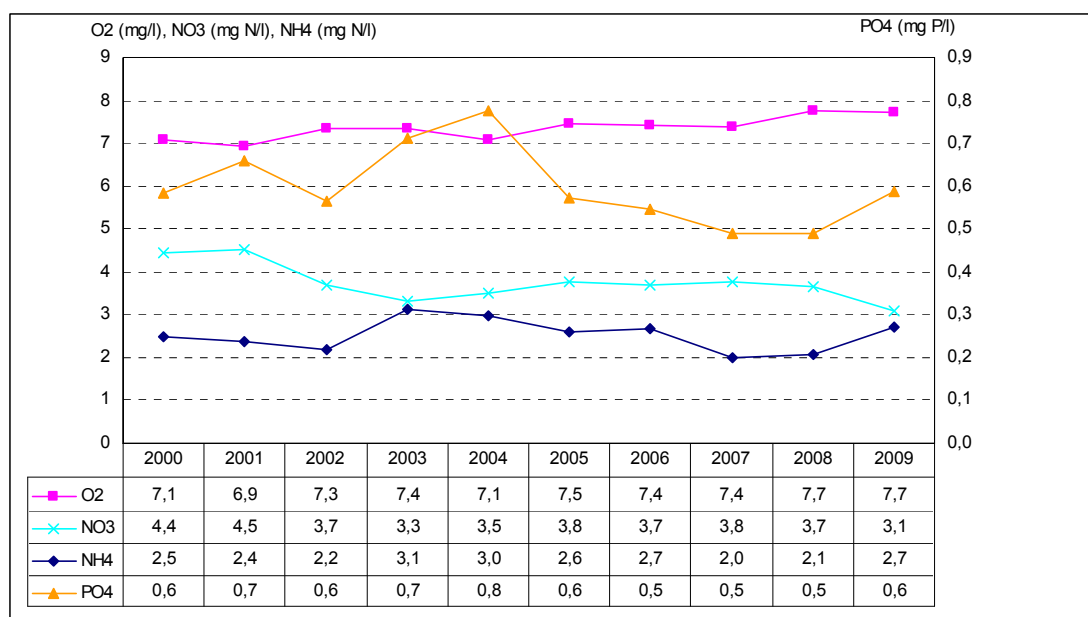
Tabel 3: Klasse-indeling van de trendgrootte

Trend significant?	trend/mediaan	oordeel
Nee	irrelevant	geen trend
	$\leq 1 \%$	zeer kleine trend
Ja	$>1 \%$ - $\leq 5 \%$	kleine trend
	$>5 \%$ - $\leq 10 \%$	matige trend
	$>10 \%$ - $\leq 25 \%$	grote trend
	$>25 \%$	zeer grote trend

In de periode 2000-2008 is de gemiddelde zuurstofconcentratie langzaam gestegen en is de gemiddelde fosfaatconcentratie gedaald. Ook de ammoniumconcentraties daalden (figuur 16). Die positieve evoluties zijn in de eerste plaats te danken aan de daling van de belasting van het oppervlaktewater (zie Belasting van het oppervlaktewater met zuurstofbindende stoffen en nutriënten). In 2009 hebben deze evoluties zich echter niet doorgezet. De komende jaren zal blijken of er een echte trendbreuk heeft plaatsgevonden. De gemiddelde nitraatconcentratie is in 2009 wel gedaald. De nitraatconcentraties worden niet enkel beïnvloed door de lozingen van stikstofhoudende stoffen, maar ook door een complex samenspel van processen in het water en de waterbodem waarin onder meer zuurstof een belangrijke rol speelt.

Ook weersomstandigheden kunnen de fysisch-chemische waterkwaliteit sterk beïnvloeden. Meer neerslag bijvoorbeeld, zorgt voor meer uit- en afspoeling van nutriënten uit landbouwgronden naar de waterlopen maar ook voor meer verdunning van verontreiniging in de waterlopen. Intensieve neerslag kan de werking van overstorten verhogen, waardoor ongezuiverd afvalwater in de waterlopen belandt. Tijdens lange warme en droge periodes kan dan weer zuurstoftekort in waterlopen ontstaan.

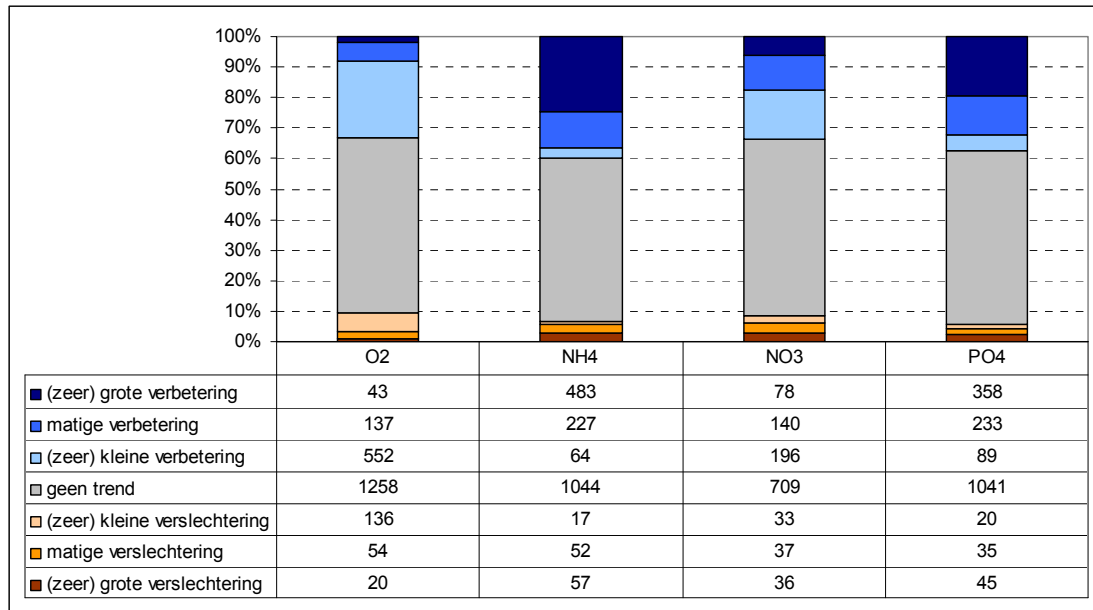
Figuur 16: Gemiddelde concentraties opgeloste zuurstof en nutriënten in oppervlaktewater (Vlaanderen, 2000-2009)



Bron: VMM

De statistische trendanalyse per meetplaats geeft meer inzicht. In de periode 2000-2009 vertoonde meer dan de helft van de meetplaatsen geen statistisch significante trend. 30-40 % vertoonde een significante verbetering en 5-10 % ging significant achteruit. De langzame verbetering van de gemiddelde concentraties betekent dus helemaal niet dat de situatie overal en in dezelfde mate verbetert. Daarnaast geldt vooral voor zuurstof en nitraat: hoe beter de beginsituatie hoe meer meetplaatsen een ongunstige trend vertoonden en omgekeerd.

Figuur 17: Trendanalyse zuurstof en nutriënten in oppervlaktewater (Vlaanderen, 2000-2009)



Bron: VMM

Bespreking

Al bij al zijn de gemiddelde zuurstof- en nutriëntenconcentraties in de loop van het voorbije decennium langzaam verbeterd. Die verbetering is het resultaat van de uitbouw van de openbare waterzuivering en de inspanningen van de bedrijven en de landbouw (zie 2.1 Belasting van het oppervlaktewater).

De statistische trendanalyse heeft echter aangetoond dat die langzame verbetering lang niet overal optreedt. Meer dan de helft van de meetplaatsen vertoont geen statistisch significante trend en op 5-10 % van de meetplaatsen is er zelfs een significante verslechtering. Het standstill-principe wordt er dus niet gerespecteerd.

Er zullen nog aanzienlijke inspanningen geleverd moeten worden om alle waterlopen in een goede toestand te brengen. Zo is het noodzakelijk om de waterzuiveringsinfrastructuur nog verder uit te bouwen en de werking ervan te verbeteren. De lozingen van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater moet verder aangepakt worden door de zuiveringsgraad te verhogen en het overstortpercentage te reduceren. Ook de industriële lozingen moeten verder aangepakt worden. Bijzondere aandacht moet gaan naar de verliezen vanuit de landbouw. Naast brongerichte maatregelen (bv. volgen bemestingsadviezen) kunnen ook inrichtingsmaatregelen (bv. grasbufferstroken, wintergroenbedekkers) ervoor zorgen dat minder nutriënten in de waterloop terecht komen. Herinrichting van waterlopen kan de natuurlijke draagkracht ervan verhogen. Ook de sanering van vervuilde waterbodems kan helpen de toestand te verbeteren. De stroomgebiedbeheerplannen en het bijhorende maatregelenprogramma en de bekkenbeheerplannen geven aan welke maatregelen in de praktijk gebracht zullen worden (www.ciwvlaanderen.be).

2.4 Waterbodemkwaliteit

Inleiding

Sinds 1994 wordt aan een waterbodemeetnet gewerkt. In 2000 heeft de VMM het routinematig waterbodemeetnet opgestart (VMM, 2002). Het is de bedoeling het hele meetnet 4-jarlijks te bemonsteren.

Een integrale kwaliteitsbeoordeling van een waterbodembodem omvat *fysisch-chemische* analyses (o.a. van organische en anorganische verontreinigende stoffen), *biologische* analyses (biotische waterbodembodemindex) en *ecotoxicologische* testen (korteduurtest met algen en kreeftachtigen). Elk onderdeel van deze zogenaamde triade geeft informatie over de toestand van de waterbodembodem (aanwezigheid van bepaalde stoffen, potentiële effecten, actuele kwaliteit) maar biedt afzonderlijk onvoldoende informatie om een *ecologisch* oordeel over de kwaliteit van de waterbodembodem te vellen.

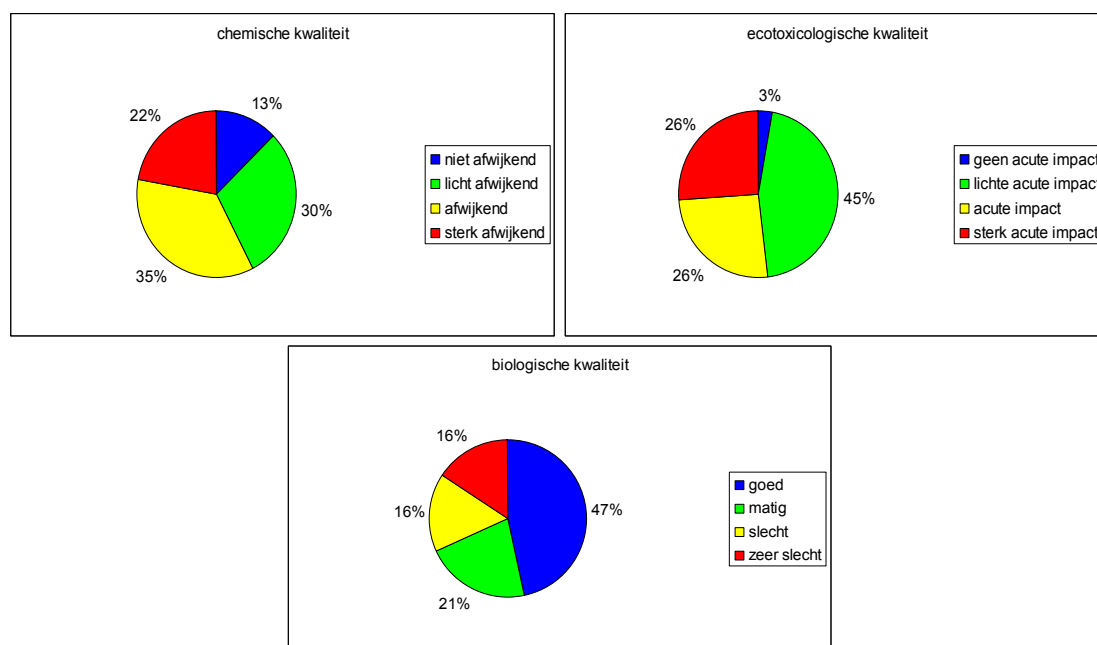
Op basis van de signalen, met name de afwijkingen ten opzicht van de referentiewaarde, bekomen in de drie afzonderlijke beoordelingen, wordt een totale kwaliteitsbeoordeling van de triade doorgevoerd. Het samengaan van een chemisch met een biologisch en een ecotoxicologisch signaal kan wijzen op effecten die te wijten zijn aan verontreiniging/toxiciteit. Deze waterbodembodems krijgen een ongunstige kwaliteitsbeoordeling (klasse 4, zwaar verontreinigd). Wanneer de drie signalen niet in dezelfde richting wijzen, resulteert dit in een minder ongunstige kwaliteitsbeoordeling of een lagere rangschikking (klasse 3 of verontreinigd; klasse 2 of matig verontreinigd). Het ontbreken van de signalen in alle drie de beoordelingen wijst op een goede waterbodembodemkwaliteit (klasse 1 of niet verontreinigd).

Waterbodembodemkwaliteit o.b.v de Triade-kwaliteitsbeoordeling

Huidige toestand

Op basis van 532 metingen van de periode 2006-2009 blijkt dat bij *chemische analyse* een verhoogde concentratie van één of meer van de onderzochte parameters gevonden werd op bijna 87 % van de meetplaatsen. 22 % van de meetplaatsen heeft zelfs een sterke afwijking ten opzichte van de referentiewaarde. Verontreiniging vertaalt zich in een belangrijke afname van het *biologisch leven*: 32 % van de meetplaatsen heeft een slechte of zeer slechte biologische kwaliteit. In 52 % van de meetplaatsen was er een acute of sterk acute ecotoxicologische impact (figuur 18).

Figuur 18: Fysisch-chemische, ecotoxicologische en biologische waterbodembodemkwaliteit (Vlaanderen, 2006-2009)

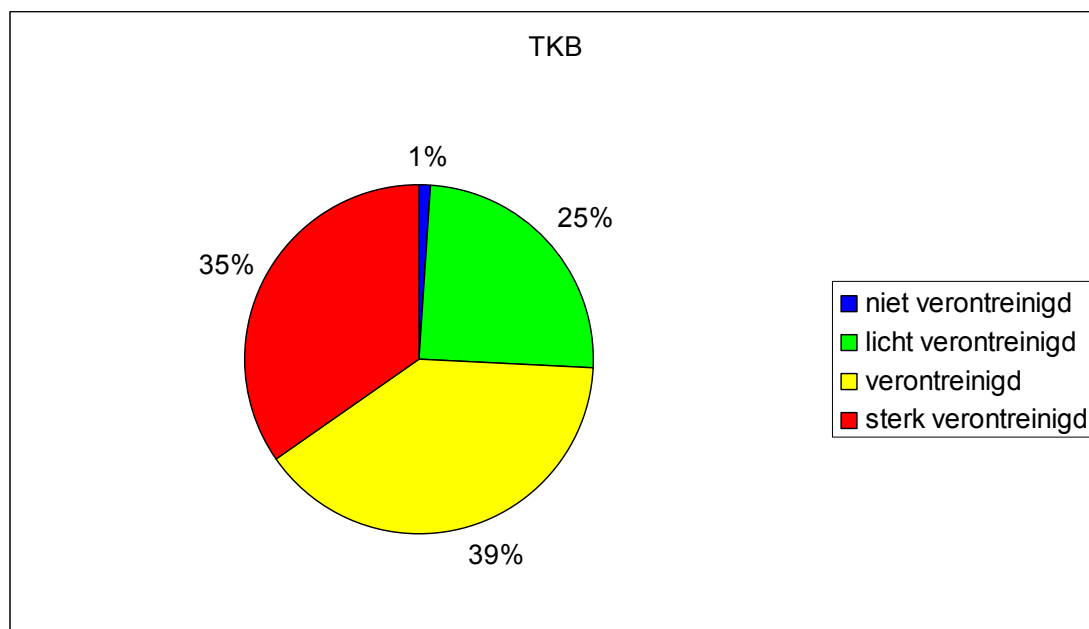


Bron: VMM

De drie onderdelen van de triade geven samen het totaalbeeld van de waterbodembodemkwaliteit. Uit figuur 28 blijkt dat slechts 1 % van de onderzochte waterbodembodems behoort tot klasse 1 (niet

verontreinigd). Toepassen van het *standstill-principe* op deze waterlopen is hier een absolute prioriteit, deze locaties hebben immers de meeste kans om een 'goede oppervlaktewatertoestand' (cf. KRW) te bereiken. Bijna driekwart van de meetplaatsen hebben een verontreinigde of sterk verontreinigde waterbodembodem (figuur 19).

Figuur 19: Procentuele verdeling van de Triadekwaliteitsbeoordeling voor waterbodems (Vlaanderen, 2006-2009)

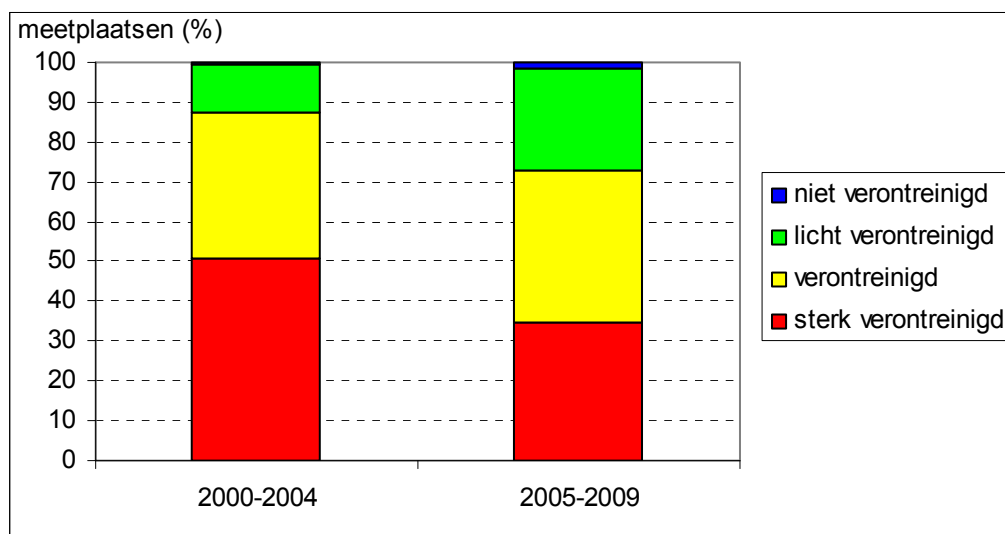


Bron: VMM

Trend

De monitoring van de waterbodembodemkwaliteit loopt al tien jaar en de meeste meetplaatsen zijn in die periode al meer dan eens bemonsterd. Om na te gaan in welke mate de waterbodembodemkwaliteit in die periode evolueerde, werden de 571 meetpunten geselecteerd die zowel in de periode 2000-2004 als in 2005-2009 bemonsterd werden. Waren er meerdere metingen per periode dan werd voor 2000-2004 de eerste en voor 2005-2009 de laatste geselecteerd. Het percentage sterk verontreinigde meetplaatsen is duidelijk gedaald, terwijl de percentages niet en licht verontreinigd relatief sterk toegenomen zijn (figuur 20).

Figuur 20: Evolutie van de triadekwaliteitsbeoordeling van waterbodems (Vlaanderen, 2005-2009 versus 2000-2004)



Bron: VMM

Detailanalyse van de klasseverschuivingen tussen 2000-2004 en 2005-2009 toont dat er vooral verschuivingen zijn van de klasse 'sterk verontreinigd' naar 'verontreinigd' en van 'verontreinigd' naar 'licht verontreinigd' (tabel 4). Blijkbaar is het problematisch de status 'niet verontreinigd' te behouden want de twee niet verontreinigde meetplaatsen in 2000-2004 gingen erop achteruit. Alles bij elkaar veranderde iets meer dan de helft van de meetplaatsen niet van kwaliteitsklasse, bijna 37 % verbeterde minstens een klasse en iets meer dan 11 % ging 1 of meer klassen achteruit. Al bij al is de kwaliteit van de Vlaamse waterbodems dus merkbaar verbeterd.

Tabel 4: Klasseverschuivingen voor de waterbodemkwaliteit (Vlaanderen, 2005-2009 versus 2000-2004)

2000-2004	2005-2009				totaal
	niet verontreinigd	licht verontreinigd	verontreinigd	sterk verontreinigd	
niet verontreinigd			1	1	2
licht verontreinigd	3	42	21	3	69
verontreinigd	6	69	95	39	209
sterk verontreinigd	1	34	100	156	291
totaal	10	146	217	198	571

Interpretatie: van de 2 niet verontreinigde meetplaatsen in 2000-2004 evolueerde er 1 naar 'verontreinigd' en 1 naar 'licht verontreinigd'.

Bron: VMM

Verbeteringen van de waterbodemkwaliteit kunnen verschillende oorzaken hebben:

- verwijderen van sediment (baggeren van bevaarbare en ruimen van onbevaarbare waterlopen), al leidt dit niet altijd tot een verbetering van de situatie (zie kaderstuk);
- door verminderde lozingen van toxische stoffen is de nieuw gevormde waterbodem - met andere woorden de bovenste sedimentlaag - minder vervuild;
- door de gewijzigde fysisch-chemische kwaliteit van de waterkolom, bijvoorbeeld hogere zuurstofconcentraties, kan nalevering van toxische stoffen vanuit de waterbodem naar de waterkolom optreden.

Toets aan de milieukwaliteitsnormen

Sinds 9 juli 2010 zijn er decretale milieukwaliteitsnormen voor waterbodems. Deze normen betreffen steeds individuele stoffen en geen groepsparameters of indices. De normen zijn richtwaarden. Ze bepalen het milieukwaliteitsniveau dat zo veel mogelijk moet worden bereikt of gehandhaafd. Ze gelden niet als saneringscriterium, noch als saneringsdoel. Tabel 5 geeft de toets aan de normen. Stoffen die in 40 % of meer van de meetplaatsen de norm overschreden, staan grijs gemarkeerd. Het zijn vooral een aantal PCB's (PCB 101, 118, 138, 153 en 180) en de zware metalen koper en zink die vaak normoverschrijdingen geven.

Tabel 5: Percentage meetplaatsen met een overschrijding van de milieukwaliteitsnormen voor waterbodems (Vlaanderen, 2006-2009)

organische stoffen	% overschrijding	anorganische stoffen	% overschrijding
o,p'-DDD		arseen, totaal	11 %
o,p'-DDE		cadmium, totaal	26 %
o,p'-DDT		chromium, totaal	12 %
p,p'-DDD		koper, totaal	40 %
p,p'-DDE		kwik, totaal	18 %
p,p'-DDT		lood, totaal	30 %
acenafteen	5 %	nikkel, totaal	32 %
acenaftyleen	0 %	zink, totaal	42 %
α-endosulfan			
α-hexachloorcyclohexaan (α-HCH)			
aldrin			
anthraceen	14 %		
benzo(a)anthraceen	28 %		
benzo(a)pyreen	30 %		
benzo(b)fluoranteen	29 %		
benzo(g,h,i)peryleen	31 %		
benzo(k)fluoranteen (b)	14 %		
benzeen	0 %		
β-hexachloorcyclohexaan (β-HCH)			
chryseen	29 %		
dibenzo(a,h)anthraceen	6 %		
dieldrin			
endrin			
ethylbenzeen	13 %		
fenanthreen	30 %		
fluoranteen	30 %		
fluoreen	16 %		
γ-hexachloorcyclohexaan (γ-HCH)			
indeno(1,2,3-cd)pyreen	31 %		
naftaleen	24 %		
ortho-Xyleen	13 %		
PCB 28	24 %		
PCB 31	20 %		
PCB 49	27 %		
PCB 52	32 %		
PCB 101	47 %		
PCB 118	45 %		
PCB 138	46 %		
PCB 153	46 %		
PCB 180	44 %		
pyreen	28 %		
styreen	13 %		

Bron:VMM

Sanering waterbodems

De Vlaamse waterlopen kampen met een overmaat aan (zwaar) vervuild sediment. Door de strengere normen, de toegenomen kosten van het behandelen en storten van vervuild sediment, en het gebrek aan geschikte toepassingsmogelijkheden en stortplaatsen voor specie is er een achterstand ontstaan in het baggeren en ruimen van de waterlopen. In sommige gevallen kan die aanslibbing de bevaarbaarheid in het gedrang brengen of lokaal wateroverlast veroorzaken. Vervuilde waterbodems hebben bovendien een negatieve impact op de ecosystemen in en rond het water en hypothekeerders in bepaalde gevallen ook de verdere verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit.

Deze problematiek kreeg aandacht in diverse beleidsnota's en in het Milieubeleidsplan 2003-2010 (MINA-plan 3+). Speerpunt van het beleid moet het Uitvoeringsplan Bagger- en Ruimingsspecie worden. Het (voor)ontwerp, dat nu al enkele jaren in de pijplijn zit, gaat uit van de klassieke hiërarchie voor het beheer van afvalstoffen. De eerste prioriteit is het ontstaan en de verontreiniging van specie zoveel mogelijk voorkomen. Voor specie die toch vrijkomt wordt gestreefd naar milieuverantwoord gebruik als secundaire grondstof, al dan niet na behandeling. Het storten van specie moet zoveel mogelijk worden beperkt.

Een waterbodemonderzoek heeft tot doel uit te maken of er een ernstige verontreiniging ter hoogte van de waterbodem bestaat. Het beoogt een beschrijving te geven van de aard, hoeveelheid, concentratie, oorsprong en omvang van de verontreinigende stoffen of organismen, de mogelijkheid op verspreiding ervan en het gevaar op blootstelling eraan van mensen, planten en dieren en van het grond- en oppervlaktewater. Wanneer in een waterbodemonderzoek aangetoond wordt dat er een humaan toxicologisch-, ecologisch- of verspreidingsrisico naar oppervlaktewater of grondwater bestaat, dan wordt gesproken van een 'ernstige verontreiniging' en dan zal gesaneerd moeten worden.

In de loop van 2009 werd, in samenspraak met de waterloopbeheerders, een lijst gemaakt van 60 prioritair te onderzoeken waterbodemtrajecten. Op basis van bestaande gegevens van de Vlaamse Milieumaatschappij aangevuld met gegevens van waterloopbeheerders en de verschillende expertenrondes van 2009 werd gesteld dat deze zeer duidelijk ecologisch aangetast zijn en na sanering het meest effectief zijn voor ecologisch herstel. Op basis van een multicriteria analyse, met criteria zoals aantoonbare verbetering van de waterkwaliteit, vermijden van het dweilen met de kraan open, al dan niet gelegen in ecologisch waardevolle gebieden en overstromingsgebieden en /of grondwaterwingebieden... werden de 15 prioritair te onderzoeken waterbodems aangeduid. Op 9 oktober 2009 hechte de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW) haar goedkeuring aan deze eerste lijst van 15 prioritair te onderzoeken waterbodems. Het komt de Vlaamse Regering toe te beslissen of op korte termijn een waterbodemonderzoek moet gebeuren op deze 15 waterbodems.

Hoofdstuk 9 Afval van MIRA-T 2006 gaat uitvoerig in op de problematiek van de overmaat (verontreinigd) sediment in de waterlopen en hoe die kan worden weggewerkt. Enerzijds moeten de sedimentaanvoer en de vervuilingbronnen worden aangepakt, anderzijds moet het bagger- en ruimingstempo op een doordachte wijze worden opgedreven. Er wordt ook een raming van het daaraan gekoppelde kostenplaatje gegeven. Er is ook aandacht voor de mogelijke bestemmingen voor de gebaggerde en geruimde specie: gebruik als bodem of bouwstof, of storten. Hierbij worden ook de knelpunten en mogelijke oplossingen opgelijst. Ten slotte worden schattingen gegeven van hoeveel behandelingscapaciteit en stortplaatsen bijkomend nodig zijn.

Sediment ruimen: zegen of vloek voor waterbodemkwaliteit?

In de periode 2000-2005 werd op 600 meetplaatsen in Vlaanderen de waterbodem bemonsterd. De helft van de meetplaatsen die in 2000 en 2001 aan bod kwamen, werden in 2004 respectievelijk 2005 opnieuw bemonsterd en geanalyseerd.

Van 11 % van de dubbel bemonsterde meetplaatsen is geweten dat er tussen de twee metingen een ruiming uitgevoerd is. Het gaat om ruiming om hydraulische en/of ecologische redenen. Die ruiming hadden niet steeds een positieve invloed op de waterbodemkwaliteit. Bij 29 % van de geruimde meetplaatsen verbeterde de waterbodemkwaliteit wel degelijk, maar bij 17 % ging ze erop achteruit. Is op die meetplaatsen een slechte waterbodem achtergelaten of is om andere redenen de kwaliteit van de waterbodem achteruitgegaan? Dat wordt nog verder onderzocht.

2.5 Hydromorfologie van waterlopen (structuurkenmerken)

Laatst bijgewerkt: december 2010

Inleiding

Naast waterkwaliteit en -kwantiteit zijn ook *structuurkenmerken* sterk bepalend voor de biotoopkwaliteit en bijgevolg voor de ecologische toestand. Structuurkenmerken omvatten allerlei fysische eigenschappen van de oppervlaktewateren zoals sinuositeit, aanwezigheid van holle en bolle oevers, verval, aard van het sediment, afwisseling van diepten en ondiepten (pool-riffle of stroomkuilenpatroon), natuurlijke overgang van water naar land (oever), beschaduwingsgraad van de oever en de bedding, aanwezigheid van dood hout, vegetatie op oevers en in waterloop ... Het voorkomen van vegetatie in de waterloop is enerzijds afhankelijk van de waterkwaliteit en het stromingspatroon maar beïnvloedt anderzijds ook in belangrijke mate de habitatkwaliteit van de waterloop. Belangrijk is ook het onderscheid tussen een waterloop met meanders en een vrij meanderende waterloop. In dit laatste geval is een continu proces van erosie en afzetting belangrijk voor structuurkenmerken zoals steile oevers, sedimentplaten ...

Door het historische waterbeleid, dat erop gericht was overstromingen te voorkomen en het landbouwareaal te vergroten, werden waterlopen vaak rechtgetrokken en geherdimensioneerd. Oevers werden verdedigd en stuwen moesten het leeglopen van de waterloop voorkomen. Door deze ingrepen en het veranderde landgebruik (intensivering landbouw, meer verharding ...) wijzigde het *afvoerpatroon*; infiltratie in het stroomgebied nam af, de afvoer vanuit de bovenstroomse gebieden en de piekigheid nam toe. Door de verstuwung maakte een divers stromingspatroon plaats voor een egaal stromingspatroon met enkel hier en daar een grote stroomversnelling. Ook de hydromorfologische kwaliteiten gingen sterk achteruit. Veel van de hydromorfologische karakteristieken, zoals het voorkomen van holle oevers, stroomsnelheidsdiversiteit en een stroomkuilenpatroon, hangen samen met meandering. Meandering is dan ook een goede parameter voor de habitatkwaliteit van een waterloop (zie verder: Sinuositeit van waterlopen in Vlaanderen).

Het landgebruik bepaalt niet alleen de graad van diffuse verontreiniging, de infiltratie en waterafvoer maar is ook een belangrijke factor die de structuurkwaliteit van waterlopen beïnvloedt. Naarmate de intensiteit van het aangrenzende landgebruik toeneemt, daalt ook het percentage waterlopen met een goede structuurkwaliteit (Schneiders *et al.*, 2001). Uit een analyse van het historische (1850) en huidige landgebruik (1980) naast waterlopen blijkt dat de historische vochtige graslanden en natuurlijke overstromingsgebieden in de valleien gedeeltelijk vervangen zijn door bebouwing en verharding (Librecht & Van Daele, 2000). Deze evolutie heeft een nefaste invloed op de natuurlijke overgang van water naar land.

De aanwezigheid van dijken in de onmiddellijke omgeving van de waterloop belemmert een vrije meandering en natuurlijke overstromingen in het valleigebied. Bovendien zorgt vermijden van natuurlijke overstromingen bij afvoerpieken tot een lokale verhoging van de afvoercapaciteit waardoor meer water sneller stroomafwaarts getransporteerd wordt. Dit kan

dan tot wateroverlast zorgen ter hoogte van het eerstvolgende knelpunt. Natuurlijke overstromingen en de hiermee verbonden afzettingsprocessen leiden tot een oeverwallen-komgronden systeem. Grotere bodemdeeltjes worden in de onmiddellijke omgeving van de waterloop (oeverwal) afgezet, terwijl klei in de vallei afgezet wordt. De oeverwallen zijn hierbij meestal iets hoger dan het omliggende valleigebied.

Een belangrijke bepalende factor voor flora en fauna is de stroming. Algemeen geldt dat naarmate de stroomsnelheid lager is en het water breder, het aquatisch ecosysteem gevoeliger wordt voor overbelasting met nutriënten. Verbreiding, verdieping, verstuwung en andere ingrepen die resulteren in een verruiming van het beekprofiel en een vertraging van de stroomsnelheid, veranderen een stromend water in een meer op een stilstaand water gelijkend type en dus gevoeliger voor eutrofiëring.

Door rechttrekkingen en verstuwung van de waterloop maakte het diverse stromingspatroon met snel en traag stromende zones in de waterloop plaats voor een egaal stromingspatroon. De wijziging van habitats heeft een verschuiving van het soortenspectrum van stroomminnende soorten naar soorten die een stilstaand, traagstromend water verkiezen tot gevolg. Vissoorten zoals gestippelde alver, beekprik, rivierdonderpad, kopvoorn, serpeling, barbeel, elrits, beekforel en sneep vallen volgens de Rode lijst onder de categorie 'zeldzaam', 'kwetsbaar' en 'met uitsterven bedreigd'. Soorten typisch voor traagstromende wateren zoals baars, brasem en blankvoorn komen nu algemeen voor. Voor Vlaanderen wordt, in een vergelijkende studie van de historische visstand met de actuele, een zeer sterke achteruitgang van de grote migratoren en van de stroomminnende soorten vastgesteld (Vrielinck *et al.*, 2002). Het is bijgevolg belangrijk om bij de wegwerking van de vismigratieknelpunten tevens naar een natuurlijker dynamiek van de waterloop te streven.

Het gehele waterloppennetwerk is ook sterk versnipperd. Door de aanwezigheid van barrières, zoals stuwen, watermolens, duikers, sifons of bodemvallen wordt de migratie van vissen en andere organismen belemmerd. Gemalen en turbines belemmeren niet alleen de stroomopwaartse en -afwaartse migratie, maar kunnen vissen ook verwonden of doden. Hierdoor zijn bv. zalm en steur verdwenen uit onze riviersystemen en geraken heel wat populaties (genetisch) geïsoleerd.

Vismigratie

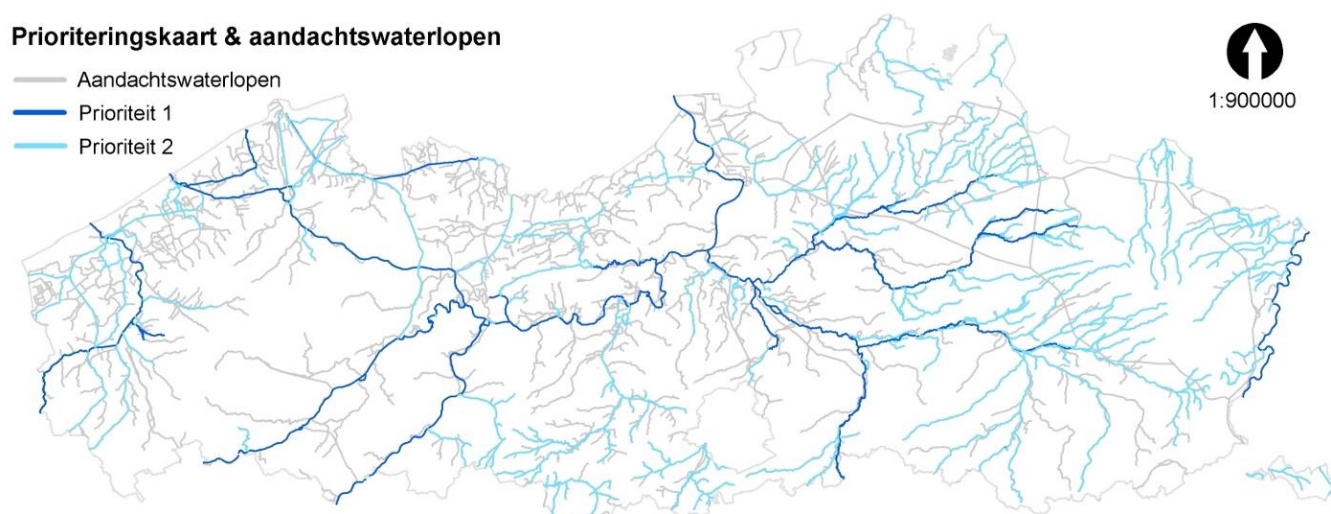
In 2009 werd de Benelux-beschikking M (2009) 1 goedgekeurd. Deze vervangt de beschikking M (1996) 5. De ambitieuze timing die opgenomen werd in de beschikking van 1996 bleek niet haalbaar.

De bedoeling van de nieuwe beschikking is nog steeds om de vrije vismigratie in de Benelux te herstellen door knelpunten in de ecologisch belangrijke waterlopen weg te werken. Daarbij bouwt ze voort op de succesvolle inspanningen die geleverd zijn met de vorige beschikking. Daarnaast:

- voorziet ze in de opmaak van een strategische prioriteitenkaart die de ecologisch belangrijke waterlopen aanduidt. Hindernissen op deze prioriteitenkaart zullen voorrang krijgen;
- legt ze de nadruk op de Europese beschermde soorten. In die zin legt de nieuwe beschikking daarmee een verband tussen de kaderrichtlijn Water, de Habitatrichtlijn en de palingverordening wat betreft de noodzaak voor vrije migratie;
- stelt ze voor het wegwerken van deze knelpunten een timing voorop, afgestemd op de Europese kaderrichtlijn Water (verschillende deadlines in 2015, 2021 en 2027);
- besteedt ze speciale aandacht aan grensoverschrijdende trajecten door middel van een gemeenschappelijk uitvoeringsprogramma;
- wil ze bij de uitvoering van werken aan infrastructuur die een hindernis vormen, deze voor vissen passeerbaar maken;
- wil ze vermijden dat nieuwe hindernissen – stuwen, waterkrachtturbines, pompen en gemalen – worden opgeworpen zonder oplossing voor de vrije migratie.

In Vlaanderen werd een prioriteitenkaart goedgekeurd door de CIW in 2010 (figuur 21). In uitvoering van de nieuwe Benelux-beschikking wordt een onderscheid gemaakt tussen prioriteit 1 (waarbij de doelstelling is om 90 % van de knelpunten op te lossen voor 2015) en prioriteit 2 (waarbij de de doelstelling is om 50 % op te lossen voor 2015 en 75 % voor 2021). Het is de bedoeling alle knelpunten op te lossen voor 2027. Daarnaast werden ook aandachtswaterlopen aangeduid. De aandachtswaterlopen zijn belangrijk als (potentieel) habitat voor de doelsoorten, maar worden niet aangemeld en maken dus geen deel uit van de prioriteiten die voor respectievelijk 2015, 2021 en 2027 opgelost moeten worden. Het is zeer belangrijk dat op deze waterlopen geen knelpunten bijkomen (cfr. DIW, Art.5.4°.c) en dat er bij opportuniteiten gestreefd wordt naar de sanering van aanwezige vismigratieknelpunten. Dit kan bijvoorbeeld door bij werken aan de waterloop (bv. in het kader van de inrichting van overstromingsgebieden, beekherstelmaatregelen of werken aan het knelpunt zelf) ook de aanwezige knelpunten te saneren.

Figuur 21: Migratienetwerk van prioritaire waterlopen (blauw) en aandachtswaterlopen (grijs) conform de Beneluxbeschikking "Vrije migratie van vissoorten" M(2009)1



Bron: VMM

Tabel 6: Schatting aantal knelpunten op basis van strategische prioriteringskaart

nieuwe beleidskaart	prioriteit 1		prioriteit 2	
	totaal aantal knelpunten (2001)	aantal gesaneerde knelpunten (2009)	totaal aantal knelpunten (2001)	aantal gesaneerde knelpunten (2009)
waterloopcategorie				
bevaarbare waterlopen	14	1	38	0
onbevaarbaar, 1 ^e cat	27	6	178	33
onbevaarbaar, 2 ^e cat	1	1	464	80
onbevaarbaar, 3 ^e cat + overige	0	0	44	4
<i>totaal</i>	<i>42</i>	<i>8</i>	<i>724</i>	<i>117</i>

Bron: databank vismigratie

Tabel 7: Overzicht van de reeds geïnventariseerde en nog op te lossen migratieknelpunten op de waterlopen van de nieuwe prioriteringskaart (2009)

	Gemeenten	Polders	Waterloopbeheerder							Wateringen
			ANT	LIM	O-VL	VL-B	W-VL	VMM	W&Z	
afval	2			2	2	1				
bodemplaat	4		10	7	6	3	2	8		9
bodemval	3		5	4	6	9		8		6
duiker	16		14	12	11	25	2	10	1	14
gemaal		1					1	5	1	
hindernis	3			7	1			4		5
monnik				1	1	9		1		
rooster	1			1		3				2
schot		1		1		1				
schuif		1		3				11	10	5
sifon	4		24	4			2	9	3	3
sluis								1	28	
stuw	6	1	38	22	3	7	15	42	4	32
terugslagklep				1		1				
turbine								2		
uitgevoerd	4	3	32	18	13	6	3	39	1	6
vloeddeur					1					
watermolen	1		2	6	9	6		65	1	16
<i>totaal</i>	<i>40</i>	<i>4</i>	<i>93</i>	<i>71</i>	<i>40</i>	<i>65</i>	<i>22</i>	<i>166</i>	<i>48</i>	<i>92</i>

Bron: VMM

Het is duidelijk dat een dringende versnelling noodzakelijk is om tijdig de beoogde doelstellingen te realiseren.

Sinuositeit van waterlopen in Vlaanderen

Meandering is uit te drukken aan de hand van de sinuositeit; de verhouding tussen de rivierlengte en de valleilengte. Is die gelijk aan 1, dan is de waterloop recht. De natuurlijke sinuositeit van een waterloop is verschillend per type en hangt af van de dwarsdoorsnede, hellingsgraad en het bodemtype. Zo hebben rivieren in lemige bodems een hogere natuurlijke sinuositeit dan kleine beken in een zandige bedding. Algemeen kan echter gesteld worden dat voor de meeste waterlichamen van nature de sinuositeit minstens 1,5 bedraagt. Aan de hand van de Vlaamse hydrografische atlas werd de sinuositeit van deze waterlopen GIS-matig berekend. Elk waterlichaam werd opgesplitst in trajecten van 200 of 400 m, afhankelijk van het type. Om de sinuositeit van elk traject te berekenen werd de valleilengte gelijk gesteld aan de lengte van de rechte tussen begin- en eindpunt van elk traject. In tabel 8 worden de waterlichamen opgelijst waarvan minstens 1/3 van de trajecten een sinuositeit heeft groter dan 1,2 en dus minimaal een slingerend verloop kent. Bij de vetgedrukte waterlichamen is minstens de helft van deze trajecten meanderend (sinuositeit > 1,5).

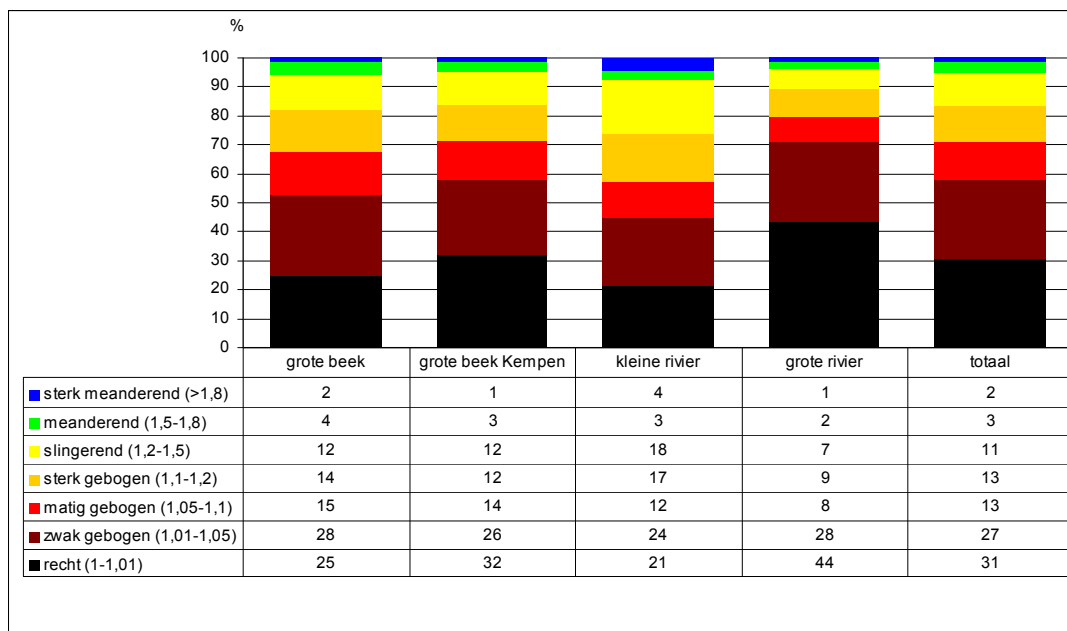
Tabel 8: Waterlichamen die minstens 1/3 van de trajecten hebben met een sinuositeit groter dan 1,2 (Vlaanderen)

code	naam	type	trajectlengte	sin > 1,2 (%)
VL05_84	Laan	grote beek	200	73
VL05_146	Merkske	grote beek Kempen	200	71
VL05_29	Groot Schijn	grote beek Kempen	200	64
VL05_77	Dijle I	kleine rivier	400	62
VL09_78	Dijle II	kleine rivier	400	50
VL05_20	Rivierbeek + Hertsbergebeek	grote beek	200	49
VL08_92	Zenne I	grote rivier	400	46
VL05_28	Benedenvliet	grote beek	200	45
VL05_4	Heidebeek	grote beek	200	43
VL05_105	Gete I	kleine rivier	400	43
VL05_30	Grote Molenbeek - de Vliet	grote beek	200	40
VL05_134	Berwijn	grote beek	200	38
VL05_66	Bellebeek	grote beek	200	38
VL05_128	Mol Neet	grote beek Kempen	200	35
VL05_90	Weesbeek	grote beek	200	33
VL05_135	Bosbeek	grote beek Kempen	200	33

Bron: VMM

Algemeen vertonen de huidige Vlaamse waterlichamen, afgebakend conform de kaderrichtlijn Water, echter nog maar zelden een goed meanderend verloop. Op onderstaande grafiek is duidelijk te zien dat slechts een beperkt aantal waterlooptrajecten nog (sterk) meanderend (5 %) of slingerend (11 %) is (figuur 22). Het grootste deel van de trajecten zijn recht (31 %) of hebben slechts een zwak tot matig gebogen karakter (40 %). Globaal scoren de kleine rivieren, waartoe bijvoorbeeld de Dijle behoort, het best met resp. 7,5 % en 18,5 % meanderende en slingerende trajecten. Grote rivieren scoren dan weer het slechtst, met slechts 3,5% meanderende trajecten en meer dan 40 % rechte trajecten.

Figuur 22: Meandering van waterlooptrajecten per waterlooptype (Vlaanderen)



Bron: VMM

Hermeandering versterkt niet enkel de hydromorfologische kwaliteiten maar verhoogt de kans op natuurlijke overstromingen, wat in natuurlijke valleien vaak wenselijk is, vooral stroomopwaarts van door wateroverlast geplaagde woonkernen. Hermeandering vereist dus zowel de ruimte voor de verplaatsing van de waterloop als ruimte voor overstromingen. De meanderingsgraad verhogen kan door graafwerken, de aanleg van keerkribben of door spontane evolutie. Het graven van een kronkelende nevengeul of het heraansluiten van afgesneden meanders levert op korte termijn een 'gekend' resultaat en een goede uitgangssituatie voor natuurontwikkeling op. Mede door het omvangrijke grondverzet is het vaak een kostelijke ingreep. Keerkribben aanleggen, waarbij een aanzet tot meandering wordt gegeven, is goedkoper en op korte termijn resulteert het in een beperkte structuurverbetering, maar hermeandering wordt pas op een langere termijn gerealiseerd. Indien harde oeververdedigingen verwijderd zijn, er geen ruiming uitgevoerd worden en de geschikte condities aanwezig zijn, zal een waterloop ook spontaan gaan meanderen, het goedkoopste maar ook een relatief traag proces waarvan het resultaat vooraf niet gekend is.

Hydromorfologie in de beleidsplanning

Milieubeleidsplan

In het milieubeleidsplan MINA 3+ werd als doelstelling opgenomen om jaarlijks minimaal gemiddeld 6 km structuurherstel langs waterlopen 1^e categorie te realiseren via ecologische inrichting. Daarnaast werd de bijkomende bescherming van 200 ha oeverzones (waarvan minstens 50 % via verwerving) beoogd.

Volgende structuurherstelprojecten op onbevaarbare waterlopen 1^e categorie², die de bevoegdheid zijn van de Vlaamse overheid, gedurende de voorbije planperiode werden gerealiseerd:

- Abeek, 4 km, ecologische inrichting van oeverzones (o.a. realisatie plasbermen, keerribben ...);
- Dommel, 4 km, hermeandering door inschakeling van 10 gedempte meanders;
- Kalkense vaart, 1 km, natuurvriendelijke inrichting van linkeroever;
- Poperingevaart, 4 km, ecologische inrichting van waterloop ifv structuurherstel en realisatie extra bergingscapaciteit waterloop;
- Jeker, 2 km, ecologische inrichting van waterloop door afgraven van kunstmatige oeverwallen.

Hieruit blijkt dat in meerdere bekkens initiatieven genomen werden voor structuurherstel van waterlopen. De beoogde 6 km per jaar werd niet bereikt.

Bekken- en stroomgebiedbeheerplannen

Natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen

De huidige hydromorfologische kenmerken van een waterlichaam kunnen in sterke mate afwijken van de oorspronkelijke. Daarom wordt er een onderscheid gemaakt tussen natuurlijke en sterk veranderde waterlichamen. Een *sterk veranderd waterlichaam (SVWL)* is een van oorsprong natuurlijk oppervlaktewaterlichaam dat substantiële fysische wijzigingen heeft ondergaan ten gevolge van het menselijk handelen teneinde te voldoen aan één of meer "nuttige doelen".

In de kaderrichtlijn Water worden volgende mogelijke *nuttige doelen* gedefinieerd:

- het milieu in bredere zin;
- scheepvaart, met inbegrip van havenfaciliteiten, of recreatie;

² Een gedetailleerd overzicht van de maatregelen op de onbevaarbare waterlopen 2^e en 3^e categorie is niet beschikbaar op niveau Vlaanderen.

- activiteiten waarvoor water wordt opgeslagen, zoals drinkwatervoorziening, energieopwekking of irrigatie;
- waterhuishouding, bescherming tegen overstromingen, afwatering of
- andere even belangrijke duurzame activiteiten voor menselijke ontwikkeling.

In het decreet Integraal Waterbeleid (IWB) worden volgende *nuttige doelen* gedefinieerd:

- het milieu;
- activiteiten van groot maatschappelijk belang met betrekking tot de scheepvaart, havenfaciliteiten, openbare voorzieningen voor water bestemd voor menselijke consumptie of hernieuwbare energieopwekking;
- de bescherming tegen overstroming van vergunde of vergund geachte woningen en bedrijfsgebouwen gelegen buiten overstromingsgebieden.

Van de 202 Vlaamse waterlichamen zijn er 49 als natuurlijk aangeduid, 99 zijn sterk veranderd en 54 zijn kunstmatig.

In de stroomgebiedbeheerplannen werden ook een aantal waterlichamen geselecteerd waarbij via speerpuntgebieden prioritair werk gemaakt zal worden van een integraal herstel.

Maatregelen

Binnen de bekkenbeheerplannen zijn maatregelen opgenomen met betrekking tot herinrichting of structuurherstel van een aantal waterlopen, de aanleg en inrichting van één oeverzone, de opmaak van oeverbeheerplannen, de natuurvriendelijke heraanleg van enkele kanaaloevers, de creatie van fauna-uitstapplaatsen langs enkele kanalen ...

Binnen het stroomgebiedbeheerplan werd ook een hele lijst van Vlaamse oppervlaktewaterlichamen opgenomen waar als strengere milieudoelstelling werd opgenomen: *'het behoud en de ontwikkeling van voldoende natuurlijke stromingsdiversiteit, dieptevariatie en sedimentatie- en erosieprocessen binnen de bedding'*.

Als aanvullende maatregelen m.b.t. structuurkwaliteit werden enkele algemene maatregelen geformuleerd om gebiedsgericht tot de meest optimale initiatieven te kunnen komen.

2.6 Zwemwaterkwaliteit en menselijke gezondheid

Laatst bijgewerkt: december 2010

Inleiding

Infecties

Wanneer de microbiologische kwaliteit van het zwemwater slecht is - wanneer er met andere woorden te veel pathogene virussen of bacteriën inzitten - kunnen baders bepaalde ziekten oplopen.

Infecties die niet gerelateerd zijn met bezoedeling door stoelgangorganismen:

- Zeer ernstige infectieziekten zoals leptospirosis met lever- en nieraantasting worden veroorzaakt door contact met besmette knaagdierenurine. Ook amoeben-hersenontsteking (*Naegleria fowleri*, *Acanthamoeba* spp.) is mogelijk maar zeer zeldzaam.
- Huidsymptomen komen voor bij sommige vormen van algenbloei en de klassieke "swimmers itch" (zwemmersjeuk) treedt op in water met een specifieke biotoop voor de levenscyclus van een parasiet, vogelschistosoma van het genus *Trichobilharzia*. In de levenscyclus van deze worm zijn watervogels en poelslakken belangrijk en de mens is geen natuurlijke gastheer voor de parasiet. De in de huid binnengedrongen vrij levende

larven (cercariën) worden door het menselijk afweermecanisme onderschept en onschadelijk gemaakt, wat zorgt voor een pseudo-allergische reactie met jeuk.

Infecties gerelateerd aan waterbezoedeling met stoelgangorganismen:

- Het voorkomen van bepaalde symptomen, vooral *maagdarmsymptomen*, is gerelateerd met het aantal stoelgangorganismen in het water. Er zijn voldoende redenen om aan te nemen dat het hier om een causale relatie gaat tussen blootstelling aan vervuild recreatiewater en ziekte. Deze argumentatie wordt gesteund door de biologische plausibiliteit, de aangetoonde dosis-responscurve en de temporaliteit tussen oorzaak en gevolg. De oorzaak van de maagdarmsymptomen ligt waarschijnlijk vooral bij besmetting met ziekmakende enterovirussen;
- Ook voor *acute bovenste luchtweginfecties*, een meer ernstige gezondheidsaantasting dan de meestal zelflimiterende maagdarmsymptomen, zijn de aanwijzingen voor een causale relatie vrij sterk.
- Voor wat betreft *oorinfecties* is de statistische waarschijnlijkheid voor een relatie kleiner en geassocieerd met hogere aantallen organismen in het water. Het komt vooral voor in warmer water en is veelal geassocieerd met *Pseudomonaskiemen*.
- Voor *oogsymptomen* wordt gesteld dat er voor het gemelde verhoogde voorkomen bij baders, ondanks de biologische plausibiliteit, geen verband aangetoond kon worden met de waterkwaliteit. Zwemmen zou wel de immuunverdediging van het oog verlagen.
- Er is geen duidelijk bewijs voor verhoogd voorkomen van *huidsymptomen* bij zwemmen in met stoelgangorganismen vervuild water.
- Kinderen zijn duidelijk gevoeliger voor gelijke aantallen indicatorstoelgangorganismen in het water dan volwassenen. We zien meer *maagdarmsymptomen* en *acute bovenste luchtweginfectie met koorts* in de jongere leeftijdsgroepen.
- Het verhoogde gezondheidsrisico door zwemmen in “relatief bezoedeld water” tegenover het zwemmen in “proper water” bedroeg in de verschillende studies tot 300 % of 3 keer meer kans op ziektesymptomen.
- Het merendeel van de drempelwaarden voor gezondheidsrisico, dus de waarde van waar het risico begint te stijgen, is relatief laag ten opzichte van de waterkwaliteit die vaak in (kust- en) zoetwater aangetroffen wordt. Voor *maagdarmsymptomen* is dat ongeveer 33 fecale streptokokken/100 ml. Voor *acute luchtweginfectie met koorts* werd er een hogere drempelwaarde gerapporteerd (559 fecale streptokokken/100 ml) (Fleisher et al, 1996).

Volksgezondheidskundige benadering.

Voor wat besmettelijke ziekten en zwemmen in open water betreft, is de infectieproblematiek gerelateerd aan stoelgangorganismen vanuit een volksgezondheidsperspectief het belangrijkste. Het voorkomen van stoelgangsbezoedeling van waterrecreatieplekken is de belangrijkste preventiemaatregel voor deze problematiek:

- vermijden dat ongezuiverd rioolwater in zwemwater terecht komt;
- goede sanitaire voorzieningen bij de waterrecreatieplek;
- maximaal aantal baders afstemmen op de draagkracht van de recreatieplek.

Naast deze primaire preventie is er ook nood aan secundaire preventie. Dit is het vroegtijdig opsporen van problemen om zo blootstelling te vermijden. Daarvoor is een surveillancesysteem opgezet.

Zoals al aangehaald ligt de oorzaak van de *maagdarmaandoeningen* gerelateerd aan waterrecreatie hoogstwaarschijnlijk bij een infectie met enterovirussen. Probleem is echter dat het kweken van virussen uit water duur en helemaal niet zo eenvoudig is. Het vereist ook gespecialiseerde methodes, waaronder een vaak onnauwkeurige concentratiestap. Dergelijke virusbepalingen zijn (vandaag) zeker niet in een routine bewakingsprogramma integreerbaar. Onder meer daarom zoekt men voor het opvolgen van de zwemwaterkwaliteit

naar bacteriën in plaats van naar virussen en is de beoordeling van de zwemwaterkwaliteit grotendeels op de aanwezigheid van indicatorbacteriën gebaseerd. Ook zowat het volledige wetenschappelijke onderzoek op het gebied van de link tussen ziekte en zwemmen is trouwens gebaseerd op bacteriën. Deze bacteriën zijn weliswaar niet de oorzaak van de ziekten, maar ze komen wel samen voor met de oorzakelijke virussen (enterovirussen). Ze zijn met andere woorden een indicator voor de aanwezigheid van de virussen en dus voor de kans op gezondheidsproblemen. Vooral bacteriën die in stoelgang voorkomen worden als indicator gebruikt, en in het bijzonder:

- *totale coliformen*: ze vormen een algemene aanduiding van bezoedeling en zijn weinig specifiek;
- *fecale coliformen*: ze wijzen op specifieke stoelgangbezoedeling en vormen voor zoet water de beste kwaliteitsindicator voor het ziekmakend vermogen van het recreatiewater;
- *intestinale enterokokken of fecale streptokokken*: stoelgangorganismen die de sterkste correlatie tonen met maagdarmsiekterisico in zee- en in zoet water;
- *Salmonella*: specifieke groep ziektekiemen die salmonellose, een maagdarminfectie, veroorzaken. Ze komen echter maar in vrij lage concentraties voor in rioolwater. De virulentie van de kiemen is relatief gering en de minimaal infectieuze dosis groot. Bovendien worden de kiemen relatief snel geïnactiveerd in recreatiewater. Dit alles maakt van deze kiemen slechte indicatoren.

Daarnaast wint een pro-actieve “sanitaire inspectie” in de risico-evaluatie van de waterrecreatieplek meer en meer aan belang. Aspecten die daarbij van belang zijn, zijn onder meer: lozingspunten van afvalwater op de waterrecreatieplek of op het aangevoerde water, het watervolume, de verwachte badersbezetting, aanwezigheid van toiletvoorzieningen voor de baders, van een afvalbeheersysteem en van voorzieningen om de knaagdierpopulatie onder controle te houden. Een heel deel van deze hygiëneaspecten zijn reeds opgenomen in de milieuvergunningvoorwaarden (Vlarem II, zie ‘Evaluatie en maatregelen’).

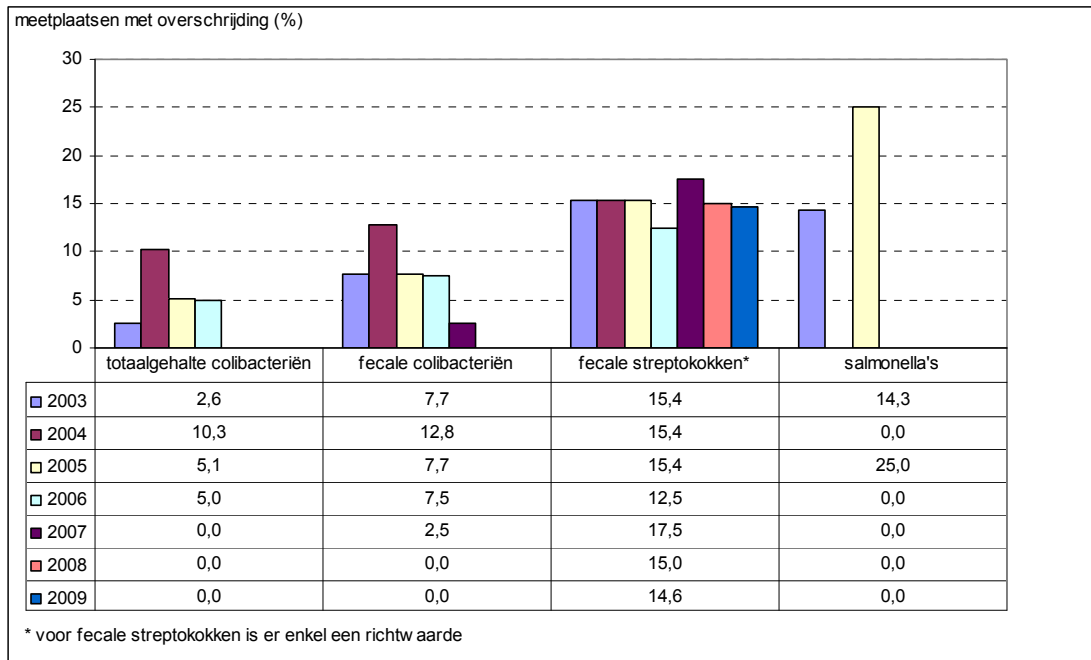
Normoverschrijdingen voor bacteriologische kwaliteit

Figuur 23 toont het aantal meetplaatsen met overschrijding van de normen ten opzichte van het totaal aantal bemonsterde meetplaatsen voor de periode 2003 – 2009. Het aantal normoverschrijdingen voor de verschillende microbiologische parameters vertoont geen duidelijke trend.

De bacteriologische kwaliteit van de binnenvijvers is er in 2009 licht op vooruitgegaan ten opzichte van 2008. Net zoals aan de kust voldeden alle 48 binnenvijvers aan de Europese minimumnormen. Bij toetsing aan de strengste normen (richtwaarde) voldeed 67 % van alle binnenvijvers. Dat is beter dan het Belgische gemiddelde (41,7 %) en benadert het Europese gemiddelde (70,7 %) (EEA, 2010). Wat de fysisch-chemische waarnemingen betreft, zijn er voor verscheidene parameters overschrijdingen van de normen. De situatie voor de zuurtegraad (pH), kleur, het doorzicht en de opgeloste zuurstof blijft ongeveer dezelfde als die tijdens het badseizoen van de voorgaande jaren. Op basis van de onderzochte bacteriologische parameters werden geen zwemverboden uitgevaardigd. Wel werd er op een plaats een zwemverbod van 3 dagen ingesteld omwille van een bloei van schadelijke blauwwieren (cyanobacteriën).

Omdat de meeste recreatievijvers afgesloten systemen zijn en de lokale omstandigheden sterk kunnen verschillen, zijn de mogelijke oorzaken van een onvoldoende bacteriologische kwaliteit divers: natuurlijke verontreiniging door bladval, historische inlaat van rioleringen en verontreinigd oppervlaktewater, aanwezigheid (en voederen) van watervogels, afspoeling bij hevige regenval, hengelen en andere vormen van recreatie ...

Figuur 23: Normoverschrijdingen voor de bacteriologische kwaliteit van badzones in zoet water (Vlaanderen, 2003-2009)



Bron: VMM

Nieuwe Richtlijn van het Europese Parlement en de Raad betreffende de kwaliteit van het zwemwater

Eind 2002 werd door de Commissie van de Europese Gemeenschap een voorstel voor een nieuwe richtlijn betreffende de kwaliteit van het zwemwater (2002/0254 (COD)) ingediend. Deze richtlijn werd op 4 maart 2006 gepubliceerd en is sinds 24 maart 2006 in werking getreden. Ze vervangt de huidige zwemwaterrichtlijn (76/160/EEG) van 1976. Deze richtlijn was gebaseerd op de kennis en de ervaring van het begin van de jaren 70 en stemt niet meer overeen met de huidige inzichten en eisen inzake beheren, beschermen en informeren.

Twee jaar na het in werking treden van deze nieuwe richtlijn moet deze omgezet worden in Vlaamse wetgeving en dient hierover gerapporteerd te worden aan de Europese Commissie.

Aangezien de nieuwe richtlijn heel wat aanpassingen vraagt, werd tijdens het badseizoen van 2009 nog steeds bemonsterd en beoordeeld volgens de richtlijn van 1976. Vanaf 2011 wordt de kwaliteit van het zwemwater beoordeeld volgens richtlijn 2006/7/EG.

De accenten van de nieuwe richtlijn liggen op beheren en informeren, daar waar de huidige richtlijn zich voornamelijk richt op controleren. Er wordt sterk de nadruk gelegd op betrokkenheid van alle belanghebbende partijen, waarbij de uitwisseling van informatie een belangrijk onderdeel wordt. Bovendien wordt ook aandacht besteed aan het uitvoeren van remediërende maatregelen in geval van aanvaardbare of slechte zwemwaterkwaliteit.

Er worden ook andere indicatorparameters voorgesteld (intestinale enterokokken en *Escherichia coli*), waarvoor strenge normen worden gehanteerd, teneinde het gezondheidsrisico van de bader te verkleinen. De normen zijn verschillend voor kustwater en recreatievijvers en vormen het resultaat van diverse recente wetenschappelijke onderzoeken - o.a. door de Wereldgezondheidsorganisatie van de VN (WHO). De lat voor kust- en overgangswater ligt dubbel zo hoog dan voor zoet water, omdat bij een zelfde niveau aan indicatorkiemen, het aantal ziekmakende organismen dubbel zo hoog is in zout water.

De indeling van de zwemwaters zal gebeuren in 4 kwaliteitsklassen (slecht, aanvaardbaar, goed en uitstekend), terwijl dit er momenteel maar 3 zijn, en dit op basis van een beoordelingsperiode van 4 jaar i.p.v. 1 jaar.

Ieder jaar, voor de aanvang van het badseizoen zullen de lidstaten alle zwemwateren moeten aanwijzen en de duur van het badseizoen bepalen. Per badseizoen dienen minstens 4 monsters genomen te worden.

De nieuwe richtlijn vereist bovendien dat een zwemwaterprofiel wordt opgesteld per (cluster van) zwemwater(s). Deze zullen een duidelijker beeld geven van de risico's. Dit zwemwaterprofiel omvat o.a. een beschrijving en beoordeling van de oorzaken van verontreiniging en een beoordeling van de mogelijke proliferatie van cyanobacteriën of blauwalgen. Verder dienen ook beheermaatregelen opgesteld te worden

In de richtlijn wordt een maximale verenigbaarheid met de kaderrichtlijn Waterbeleid (2000/60/EG) nagestreefd.

Geschatte ziektedruk door maagdarminfecties via open waterrecreatie

Laatst bijgewerkt: december 2005

In 1998 publiceerden Van Asperen *et al.* een risico-inschatting voor maagdarminfecties bij triathleten in relatie tot fecale bezoedeling van zoet water. In de niet blootgestelde controlegroep was het risico op een maagdarminfectie 2,2 %. In de groep die blootgesteld was aan een waterkwaliteit met een concentratie aan de indicator "fecale coli" van meer dan 220 kve/100ml detecteerden de onderzoekers een risico van 8,9 %. Het risicoverschil bedroeg dus 6,7 %.

Op basis van deze onderzoeksresultaten en de 950 analyseresultaten van de zwemwaterkwaliteit op basis van de indicator "fecale coli" in 2004, kunnen we een inschatting maken van het aantal verwachte gevallen van maagdarminfecties per 1000 baders.

Onder maagdarminfecties verstaan we hier diarree, misselijkheid, braken, buikpijn of "krampen", waarbij de klachten minstens twee dagdelen (nacht, ochtend, namiddag, avond) van de dag of twee dagdelen gedurende een periode van opeenvolgende 24 uren aanwezig zijn.

Bij de analyse doen we de volgende aannames:

- lognormale verdeling meetwaarden fecale coli. Kurtosis ('piekigheid') en scheefheid van de verdeling blijven inderdaad binnen de perken en worden waarschijnlijk veroorzaakt door het niet meetbaar zijn van indicatorwaarden kleiner dan 10 kve/100ml.
- evenredige verdeling aantal zwemmers over de verschillende waterkwaliteiten. Dit is in realiteit waarschijnlijk niet het geval: de zwemfrequentie wordt medebepaald door weersomstandigheden en mogelijks ook door de geafficheerde wateranalyseresultaten waarbij slechtere resultaten resulteren in minder baders.
- uniform gestegen risico bij overschrijden threshold zoals aangegeven in van Asperen *et al.*, 1998. Een stijgend risico bij toenemende indicatorwaarden lijkt meer voor de hand liggend, doch voor een dergelijke functie werden voor zoet water en voor de indicator "fecale coli" geen deugdelijke literatuurgegevens gevonden.
- uniform risico voor alle baders (volwassenen/kinderen, ouderen, gezonden/zieken, mannen/vrouwen). De studie van van Asperen *et al.*, 1998 werd uitgevoerd met triathleten en het is aannemelijk dat de algemene bevolking een geringere weerstand heeft.

De meetreeks werd logaritmisch getransformeerd. Het geometrisch gemiddelde van de meetwaarden voor fecale coli bedroeg $35,98 \pm 5,55$ kve/100ml. Een z-transformatie van de log(fecale coli) meetwaarden en een "Area Under the Curve" bepaling toonde dat 14,5 % van de baders is blootgesteld aan een waterkwaliteit met een concentratie "fecale coli" die 220 kve/100ml overschrijdt.

In Van Asperen et al wordt een risico op maagdarminfecties van 8,9 % bij de blootgestelde groep gevonden en 2,2 % bij de niet blootgestelden, of een risicoverschil van 6,7 %. Dit komt overeen met een geschat ziekterisico van 9,7 *maagdarminfecties per 1000 baders*. Het betreft hier uiteraard een indicatieve schatting.

Het is duidelijk dat zwemmen, ook in een (semi)natuurlijke omgeving niet ziekmakend hoeft te zijn en zelfs gezondheidsbevorderend kan werken wanneer voldaan is aan een aantal basisvoorwaarden. Deze basisvoorwaarden zijn er op gericht de risico's tot een minimum te herleiden – let wel, er bestaat niet zoiets als een nulrisico - en zijn opgenomen in de milieuvergunningvereisten voor open zwemgelegenheden. Baden op vergunde plaatsen is dan ook een aanrader, baden op andere plaatsen is af te raden.

2.7 Ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater

Laatst bijgewerkt: december 2010

Belgische Biotische Index (BBI)

Inleiding

Bij de beoordeling van de biologische waterkwaliteit wordt gebruik gemaakt van de *Belgische Biotische Index (BBI)*, Macro-invertebraten zijn grotere, met het blote oog waarneembare ongewervelden zoals insecten(larven), weekdieren, kreeftachtigen, wormen e.d. De Belgische Biotische Index staat in functie van de relatieve gevoeligheid van bepaalde indicatortaxa (meestal genus of familie) t.o.v. verontreiniging én van de verscheidenheid aan soorten. De indexwaarde schommelt tussen 0 (uiterst slechte kwaliteit) en 10 (zeer goede kwaliteit). De bekomen BBI-scores kunnen ondergebracht worden in waterkwaliteitsklassen (tabel 9). De Belgische Biotische Index weerspiegelt zowel de water- als de biotoopkwaliteit. Bepaalde ingrepen in de natuurlijke dynamiek van een waterloop (bv. ruimingen, kanalisaties) kunnen immers ook de samenstelling van de macrofauna beïnvloeden. De index geeft een beeld van de biologische kwaliteit van een waterloop over een relatief lange periode (weken, maanden).

Tabel 9: Beoordeling van de biologische waterkwaliteit a.d.h.v. de Belgische Biotische Index

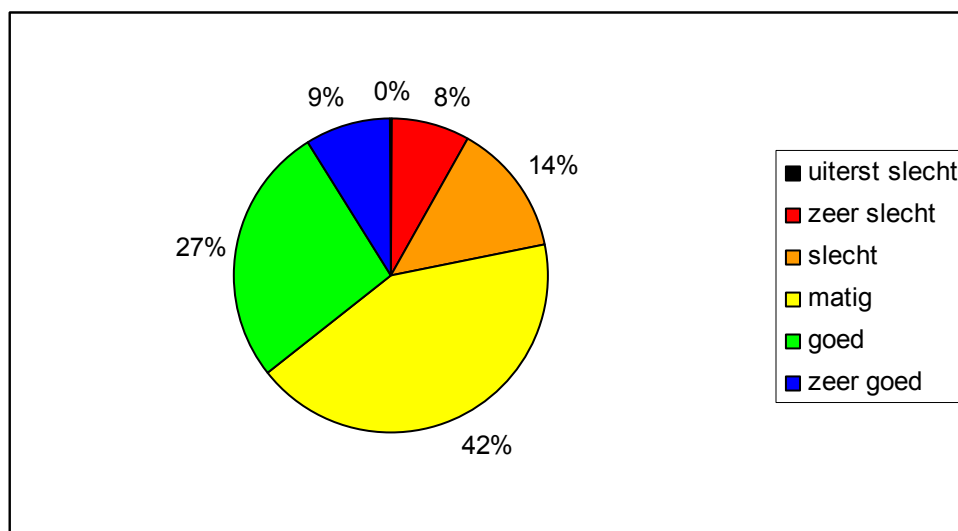
BBI	klasse	kleur	beoordeling
9-10	I	blauw	zeer goede kwaliteit
7-8	II	groen	goede kwaliteit
5-6	III	geel	matige kwaliteit
3-4	IV	oranje	slechte kwaliteit
1-2	V	rood	zeer slechte kwaliteit
0	VI	zwart	uiterst slechte kwaliteit

Een BBI ≥ 7 (goede of zeer goede biologische kwaliteit) is één van de basismilieukwaliteitsnormen die sinds 1 juli 1995 in Vlaanderen gelden. Het MINA-plan 3+ vermeldt twee plandoelstellingen m.b.t. de BBI. Het aantal meetplaatsen dat voldoet aan de biologische kwaliteitsnorm moet verhogen tot 40 %. Daarnaast mag de biologische kwaliteit van de meetplaatsen niet verslechteren..

Toestand 2009

Tijdens de meetcampagne 2009 werd de BBI op 420 meetplaatsen bepaald. 42 % van de meetplaatsen heeft een matige biologische kwaliteit (BBI 5 en 6), terwijl 14 % een slechte biologische kwaliteit heeft. Circa 8 % van de meetplaatsen heeft een zeer slechte biologische kwaliteit (figuur 24). 36 % van de meetplaatsen scoort in de kwaliteitsklassen 'goed' of 'zeer goed' en voldoet hiermee aan de wettelijke Vlaamse basiskwaliteitsnorm (BBI ≥ 7). Daarmee is de doelstelling van het MINA3+, 40 % 2010, niet meer zo veraf .

Figuur 24: Biologische kwaliteit van stromende wateren op basis van de Belgische Biotische Index (Vlaanderen, 2009)

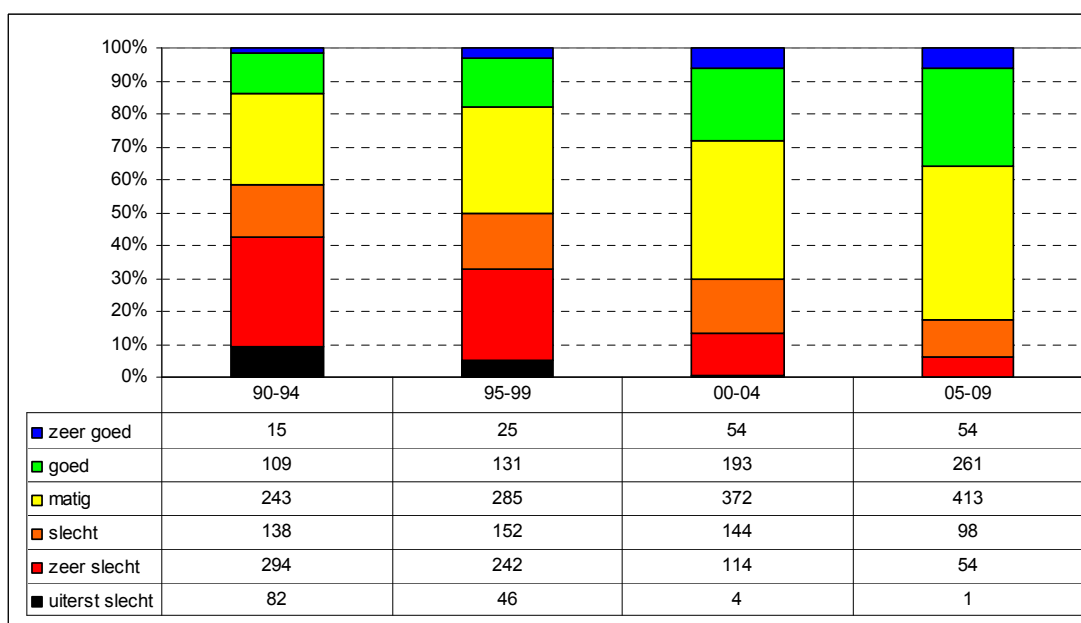


Bron: VMM

Trends

Voor de trendanalyse werd enkel rekening gehouden met de 881 meetplaatsen die minstens 1 keer in de periodes 90-94, 95-99, 00-04 én 05-09 bemonsterd werden. In de loop van de voorbije 2 decennia is er een geleidelijke verbetering van de biologische kwaliteit te zien (figuur 25). Het percentage meetplaatsen met een uiterst of een zeer slechte kwaliteit is sterk verminderd, terwijl het percentage meetplaatsen met een matige, goede of zeer goede kwaliteit beduidend toenam.

Figuur 25: Biologische kwaliteit van stromende wateren (881 meetplaatsen) op basis van de Belgische Biotische Index (BBI) (Vlaanderen, 1990-2009)



Bron: VMM

Tabellen 10 en 11 geven meer details. Het valt op dat het blijkbaar moeilijk is om een zeer goede kwaliteit vast te houden, zowel op korte als op langere termijn. Maar ook dat een aantal meetplaatsen met een uiterst of zeer slechte kwaliteit meestal 1 of meerdere klassen verbeterden. Op korte termijn verbeterde 33 % van de meetplaatsen minstens 1 klasse terwijl 13 % achteruit ging. Op langere termijn verbeterde 67 % van de meetplaatsen minstens 1 klasse terwijl 6 % achteruit ging.

Tabel 10: Evolutie van de biologische kwaliteit (Vlaanderen, 05-09 versus 00-04)

	05-09						
00-04	zeer goed	goed	matig	slecht	zeer slecht	uiterst slecht	totaal 00-04
zeer goed	26	28					54
goed	25	128	39	1			193
matig	2	87	245	32	6		372
slecht	1	12	85	35	10	1	144
zeer slecht		6	42	30	36		114
uiterst slecht			2		2		4
totaal 05-09	54	261	413	98	54	1	881

Interpretatie: van de bijvoorbeeld 54 zeer goede meetplaatsen in 00-04 bleven er in de periode 05-09 26 zeer goed, de overige 28 evolueerden naar goed.

Bron: VMM

Tabel 11: Evolutie van de biologische kwaliteit (Vlaanderen, 05-09 versus 90-94)

	05-09						
90-94	zeer goed	goed	matig	slecht	zeer slecht	uiterst slecht	totaal 90-94
zeer goed	8	7					15
goed	26	58	25				109
matig	15	112	105	6	5		243
slecht	2	27	82	22	5		138
zeer slecht	2	40	161	54	36	1	294
uiterst slecht	1	17	40	16	8		82
totaal 05-09	54	261	413	98	54	1	881

Bron: VMM

Evaluatie & maatregelen

De biologische kwaliteit wordt mee bepaald door de fysische biotoopkenmerken, nl. de structuurkenmerken (zie 2.4 Hydromorfologische kwaliteit van waterlopen) van een oppervlaktewater en de chemische kwaliteit van het sediment (waterbodembodem) (zie 2.3 Waterbodembodemkwaliteit). Het wegnemen ('saneren') van verontreinigingsbronnen is op zich wel een noodzakelijk, maar vaak geen voldoende voorwaarde voor een volledig ecologisch herstel van een waterloop. Ook de versnippering van goede aquatische biotopen vormt wellicht een belemmering voor de migratie van gevoelige, ecologisch waardevolle waterbewoners, zodat herkolonisatie maar langzaam optreedt.

Zeker nu de Europese kaderrichtlijn Water het ecologisch herstel en de daarmee gepaard gaande toename aan biodiversiteit als belangrijkste doel heeft wat oppervlaktewater betreft, en de (fysisch-)chemische waterkwaliteit daaraan ondergeschikt wordt, verdient deze problematiek de nodige aandacht. Vanuit de wetenschap dat de huidige norm lager ligt dan de ondergrens van de door de Europese kaderrichtlijn Water bepaalde waterkwaliteitsklasse 'goede ecologische toestand', zijn er nog zeer aanzienlijke inspanningen nodig om uiterlijk eind 2015 te kunnen voldoen aan de verplichting om in alle oppervlaktewateren (excl. wettelijk voorziene afwijkingen) deze goede ecologische toestand effectief te bereiken en te handhaven. Deze inspanningen mogen zich niet beperken tot noodzakelijke verdere emissiereducties allerhande, waarbij meer de klemtoon zou moeten gelegd worden op de

aanpak van overstorten én diffuse en disperse bronnen. Er dient evenzeer veel aandacht te gaan naar fysische herstelmaatregelen die een gunstige biotoop moeten (her)scheppen.






Index voor Biotische Integriteit (IBI, 'visindex')

Inleiding

Bij een efficiënt integraal waterbeleid kan de monitoring van de ecologische kwaliteit van de aquatische habitats, via biologische indicatoren, niet ontbreken. De analyse van de gegevens zijn cruciaal voor de evaluatie en het bijsturen van dit beleid zodat er gestreefd kan worden naar de realisatie van een natuurlijke toestand. Immers dankzij dit onderzoek kunnen problemen betreffende waterbeheer geïdentificeerd worden en worden de resultaten van beleidsinitiatieven en maatregelenprogramma's geëvalueerd. Het integraal waterbeleid past perfect in de doelstellingen van de Europese kaderrichtlijn Water (KRW). Deze stelt zich tot doel dat alle Europese waters in 2015 minstens een 'goede toestand' hebben bereikt. Om deze toestand te kunnen beoordelen werden beoordelingssystemen ontwikkeld die gebruik maken van verschillende ecologische kwaliteitselementen. Vis is één van die kwaliteitselementen en voor de kaderrichtlijn Water moet er voor de oppervlaktewaters (overgangswaters, rivieren en meren) gerapporteerd worden over de samenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw van de visgemeenschappen. Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) heeft voor elk type oppervlaktewater een referentie beschreven voor de visfauna (Simoens et al., 2006). In dergelijke referentie moet de samenstelling en abundantie van de visfauna geheel of vrij geheel overeenkomen met de onverstoorde staat. Verder dienen de typespecifieke, voor verstoring gevoelige, soorten aanwezig te zijn en de leeftijdsopbouw mag slechts weinig tekenen van verstoring vertonen. Voor de sterk veranderde of kunstmatige waterlichamen werd door dezelfde auteurs een maximaal en goed ecologisch potentieel beschreven. In een toestand van maximaal ecologisch potentieel zijn de waarden voor de kwaliteitselementen zoveel mogelijk normaal in vergelijking tot het meest vergelijkbare type oppervlaktelichaam van de categorie waarin het hoort. Terwijl voor het goed ecologisch potentieel lichte veranderingen in de waarden van de kwaliteitselementen ten opzichte van de waarden bij maximaal ecologisch potentieel toegestaan zijn.

Bij het ontwikkelen van beoordelingssystemen is het van groot belang dat er een gestandaardiseerde methodologie ontwikkeld wordt zowel wat betreft de staalname als wat betreft het vastleggen van de grenswaarden. Wetenschappers van het INBO hebben voor de verschillende types maatlatten of visindices (IBI) ontwikkeld (Belpaire et al., 2000, Breine et al., 2001, 2004, 2007, 2010a). Naargelang het type oppervlaktelichaam bevat de IBI aangepaste metrieken. Een *metriek* is een meetbare parameter die informatie geeft over een welbepaalde ecologische eigenschap van het visbestand. Aldus is een metriek ook een reflectie van het ecologisch functioneren van het ecosysteem. Voorbeelden zijn het percentage roofvissen, bentische soorten, het aandeel exotische soorten ... Naargelang de gemeten metriekwaarde wordt een score toegekend ten opzichte van de referentie. De som van de metriekscores geeft de IBI waarde. Deze wordt omgerekend naar een Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt (EKC) die varieert tussen 1 (uitstekend) en 0 (slecht). Naargelang de EKC waarde wordt een appreciatie gegeven (tabel 12). Op Europees niveau werkt het INBO mee in verschillende interkalibratie groepen en projecten waarbij op basis van gemeenschappelijke metrieken indices ontwikkeld worden.

Tabel 12: Waardebeoordeling voor de verschillende IBI scores en EKC waarden

IBI-score	EKC	kaderrichtlijn indeling	kaderrichtlijn kleurcode	Beschrijving van de situatie
>4.5-5	>0.8	uitstekend		Natuurlijke situatie zonder menselijke verstoring. Alle te verwachten soorten zijn aanwezig, ook de gevoeligste. Evenwichtige trofische structuur.
>3.5-4.5	>0.6-0.8	goed		Soortenrijkdom lager dan verwacht. Er zijn minder vissen en minder gevoelige soorten aanwezig. De trofische structuur vertoont tekenen van stress.
>2.5-3.5	>0.4-0.6	matig		Er komen slechts enkele tot geen gevoelige soorten meer voor. De trofische structuur is gebroken.
≥1-2.5	≥0.2-0.4	ontoereikend		Er is weinig vis aanwezig. Er komen vooral geïntroduceerde en tolerante vissoorten voor.
<1	<0.2	slecht		Er wordt geen of bijna geen vis aangetroffen.

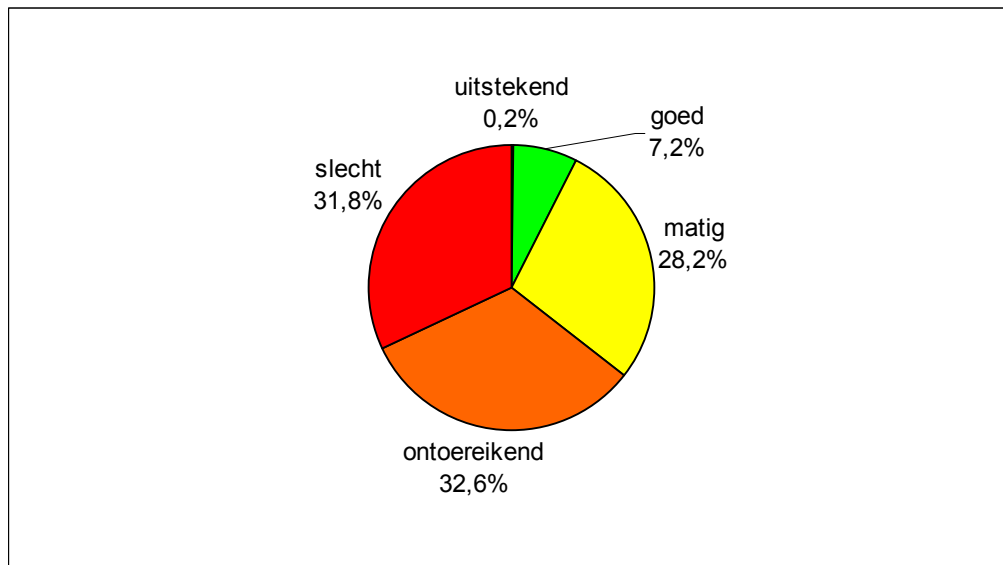
Bron: Breine et al., 2004

De visbestandopnames werden uitgevoerd door middel van elektrovisserij wadend of van op een boot. Op sommige locaties werden één of twee fuiken voor een periode van 1 of 2 dagen geplaatst.

Toestand 2004-2009

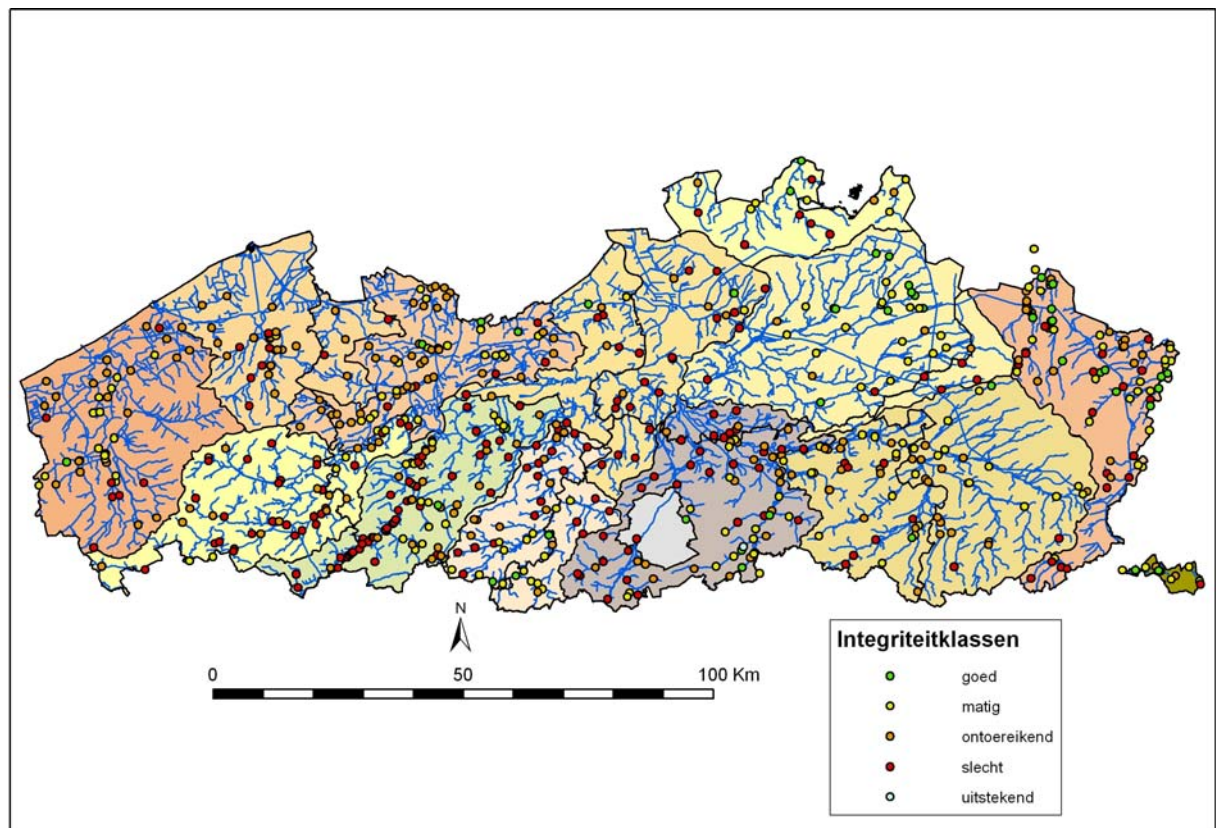
In de periode maart 2004 tot november 2009 bevisten de onderzoekers van het INBO 1 907 locaties. De recentste IBI-scores en de appreciaties werden berekend voor de locaties van het zoetwater vismeetnet. In totaal gaat het om 663 locaties op verschillende waterlopen gelegen in 11 bekkens. De stilstaande waters, waartoe ook de kanalen gerekend worden, zijn hier niet bij opgenomen. Getijdewater wordt hier ook niet besproken. Die resultaten werden gerapporteerd in een aantal INBO- rapporten (Breine et al., 2010b; Cuveliers et al., 2007; Guelinckx et al., 2008; Maes et al., 2005; Speybroeck et al., 2008; Stevens et al., 2006). Voor alle locaties werden de IBI score, EKC en de overeenkomstige integriteitklassen berekend. De frequentie van voorkomen van de biotische integriteitklasse wordt geïllustreerd in figuur 26. De locaties en hun berekende integriteitklassen zijn weergegeven in de kaart (figuur 27).

Figuur 26: Biotische integriteit (berekend op basis van EKC) van 663 vismeetpunten (Vlaanderen, 2004-2009)



Bron: INBO

Figuur 27: Overzichtskaart van de biotische integriteit (visindex) van 663 vismeetpunten (Vlaanderen, 2004-2009)

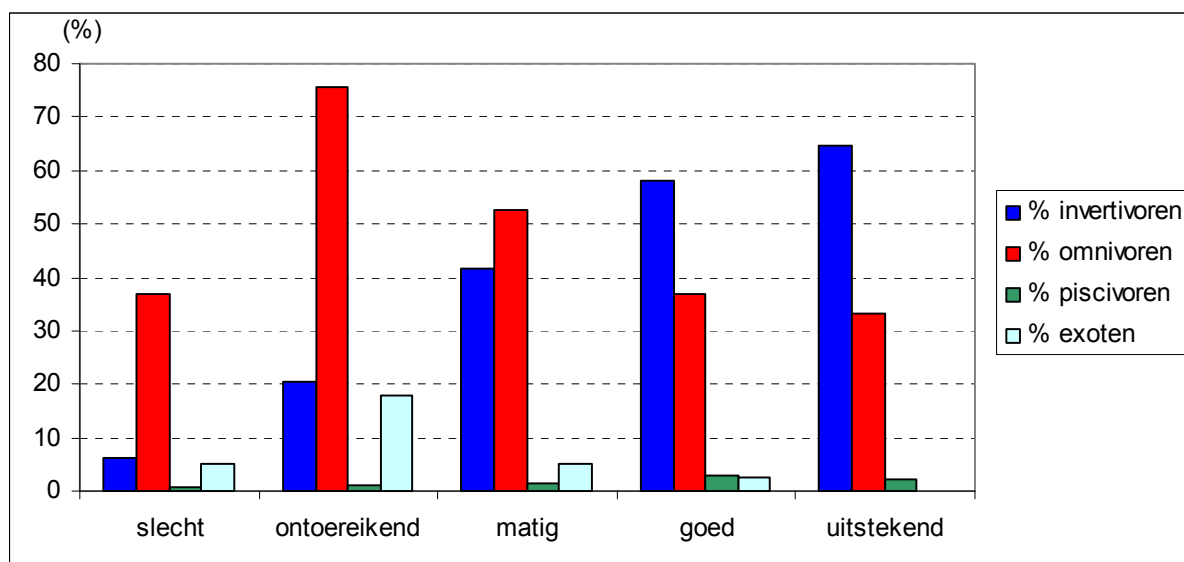


Bron: INBO

Slechts één van de 663 bemonsterde locaties op Vlaamse waterlopen heeft een *uitstekende* ecologische kwaliteit. In gans Vlaanderen hebben 7,2 % van de bemonsterde locaties een *goede* status, 28,2 % een *matige* status terwijl de rest *ontoereikend* (32,6 %) of *slecht* (31,8 %) scores.

Het visbestand in de *uitstekende* locatie is gekenmerkt door een goede trofische samenstelling hoewel het aandeel roofvissen (piscivoren) laag is (2,1 %). Bij de *goede* locaties zijn er gemiddeld 58,2 % invertivoren, 2,8 % piscivoren en 36,9 % omnivoren (figuur 28). De figuur toont duidelijk aan dat naarmate de biotische integriteit toeneemt het percentage omnivoren daalt terwijl het aandeel van invertivoren stijgt. Invertivore vissoorten zijn meestal gevoelig voor vervuiling, als ze relatief veel voorkomen duidt dat op een aanvaardbare of goede waterkwaliteit. Verder wordt in de *goede* locaties een laag percentage exoten aangetroffen (gemiddeld 2,5 %). Exoten zijn meestal resistent tegen vervuiling en eutrofiëring. Naarmate de waterkwaliteit afneemt, neemt het aantal tolerante soorten (omnivoren en exoten) toe. Het aantal gevoelige soorten neemt af. Bij een afname van de waterkwaliteit (lage zuurstofconcentratie, pH stijging ...) vermindert de diversiteit en blijven er alleen tolerante soorten waaronder de exoten over.

Figuur 28: Het relatieve percentage (individuen) invertivoren, piscivoren, omnivoren en exoten per integriteitklasse (Vlaanderen, 2004-2009)



Bron: INBO

Trends

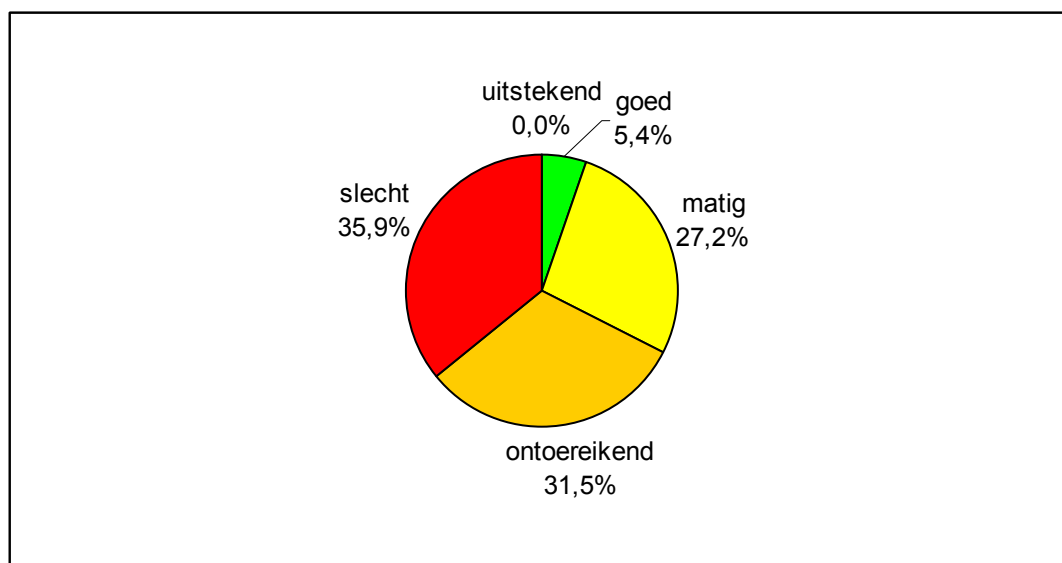
Vergelijking met de toestand 1998-2003

Tijdens de periode 1998-2003 bemonsterden onderzoekers van het INBO het visbestand in 1 578 verschillende locaties verspreid over de verschillende bekkens. Ook hier worden stilstaande waters noch getijdewater opgenomen en worden slechts de recentste gegevens (835) per locatie in deze periode bekeken.

In Vlaanderen waren er tijdens de periode 1998-2003 slechts 5,4 % *goede* locaties, 27,2 % *matige*, 31,5 % *ontoereikende* en 35,9 % *slechte* locaties. Geen enkele locatie had een *uitstekende* kwaliteit (figuur 29).

In de periode 2004-2009 is het globaal beeld voor Vlaanderen dus licht verbeterd; het aandeel *slechte* en *ontoereikende* locaties neemt lichtjes af. Het aantal *matige* en *goede* neemt toe.

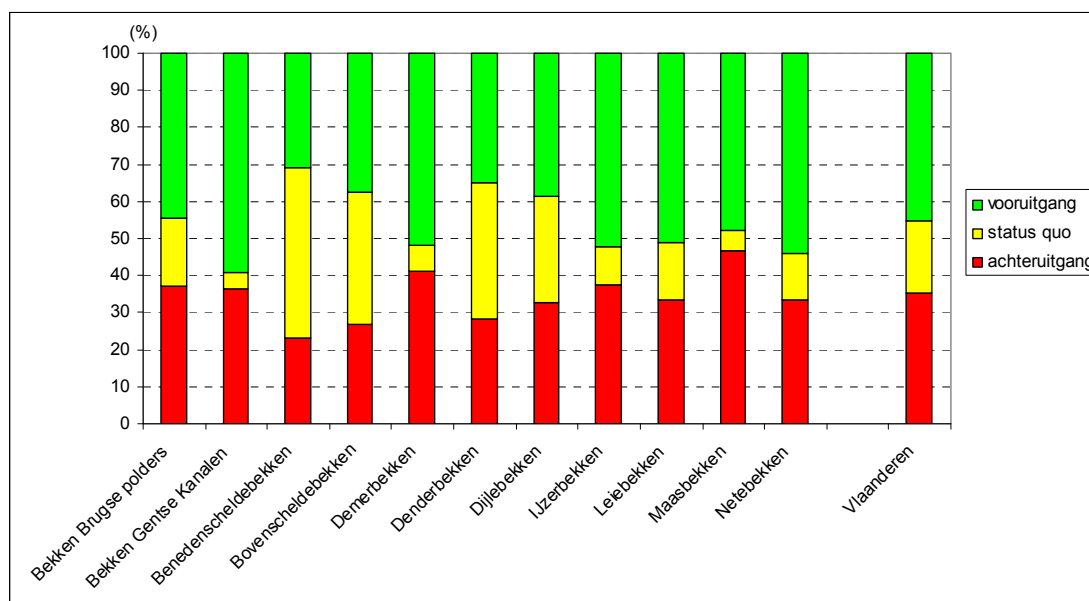
Figuur 29: Biotische integriteit (berekend op basis van EKC) van 835 vismeetpunten (Vlaanderen, 1998-2003)



Bron: INBO

Verder worden enkel de resultaten van exact dezelfde locaties voor de periodes 1998-2003 en 2004-2009 met elkaar vergeleken. In totaal wordt voor 494 locaties bekeken of de kwaliteit (EKC) is verbeterd (stijging) onveranderd is gebleven of verslechterd (daling) (figuur 30). De resultaten tonen aan dat 35,4 % van de vergeleken locaties achteruit zijn gegaan in ecologische kwaliteit. De achteruitgang is het opvallendst in het Maasbekken (46,5 %) en in het Demerbekken (41,1 %). Slechts 19,2 % van de locaties behouden hun zelfde kwaliteit. Het leeuwenaandeel van deze locaties ligt in de bekkens van Beneden- en Bovenschelde en in het Denderbekken. Het gaat hier hoofdzakelijk over locaties in *slechte* (72,6 %) of *ontoereikende* (13,7 %) toestand. Opvallend is toch dat 45,3 % van de locaties beter scoren dan vroeger. De locaties liggen verspreid over de bekkens maar in het bekken van de Gentse kanalen is er het vaakst verbetering (59,1 %). Daarnaast zijn het grootst aantal stijgingen in het Demer-, Leie-, Nete- en IJzerbekken.

Figuur 30: Lange termijn evolutie (2004-2009 t.o.v. 1998-2003) van de visindexscores (EKC) per bekken en totaal voor Vlaanderen



Bron: INBO

Wanneer de EKC score vertaald wordt naar een appreciatie (integriteitklasse) dan verschuift het algemeen beeld. In dat geval hebben 50,4 % van de locaties een onveranderde kwaliteit. De locaties hebben vooral een *slechte* (42,5 %) of *ontoereikende* (29,3 %) status; maar toch hebben 24,9 % locaties hun *matige* toestand behouden. Het percentage locaties met een lagere ecologische status is 21,8 %. Het gaat voornamelijk om *matige* locaties (74 %) die nu *ontoereikend* of *slecht* scoren. 27,7 % van de locaties hebben in de tweede 2004-2009 een hogere status. Daarvan waren 48,9 % *slechte* locaties, 34,5 % hadden een *ontoereikende* status en 16,7 % een *matige*.

Besluit

In de periode 2004-2009 is het globaal beeld voor Vlaanderen licht verbeterd; het aandeel *slechte* en *ontoereikende* locaties neemt lichtjes af. Het aantal *matige* en *goede* neemt toe. Toch blijft het aantal *uitstekende* (0,2 %) en *goede* locaties (7,2 %) bedroevend laag. Het aantal *slechte* en *ontoereikende* locaties (64,4 %) blijft hoog en ze zijn over gans Vlaanderen verspreid. In de meeste gevallen zijn waterlopen met een geringe breedte (< 1 m) visloos of wordt er slechts één vissoort aangetroffen. Deze waterlopen zijn dringend aan sanering toe. Ze worden meestal misbruikt als open riool. Hun bodem is meestal bedekt met een dikke sliblaag en het water heeft een vuilgrijze kleur. Deze kleine beekjes wateren af naar de grotere beken en rivieren en belasten zo de kwaliteit van de grotere waterlopen.

Roofvissen zijn gevoelig voor verstoring net zoals invertivore soorten waarvan het percentage afneemt bij een toenemende degradatie. Het percentage omnivore vissen blijft hoog in Vlaanderen. Het aantal migrerende soorten (paling, forel, fint, spiering, bot ...) blijft ook relatief laag (zie Van Thuyne en Breine, 2010). De aanwezigheid van de talrijke knelpunten beperkt hun migratiebewegingen. Het betreft zowel fysische barrières zoals stuwen als chemische barrières zoals te lage zuurstofconcentraties. Het aanleggen van goede vistrappen, het saneren van de paaiplaatsen en het weren van lozingen zijn noodzakelijk.

Uit de vergelijking van de periodes 1998-2003 en 2004-2009 blijkt een toename van *matige* en *goede* locaties. De sterkste (relatieve) verbetering wordt in het bekken van de Gentse Kanalen vastgesteld. Daarnaast verbeteren veel locaties in het Demer-, Leie-, Nete- en IJzerbekken. Veel locaties in het bekken van de Beneden- en Bovenschele blijven *ontoereikend* of *slecht* scoren.

De ecologische kwaliteit van de Vlaamse waterlopen blijft echter ver verwijderd van de doelstellingen van de Europese kaderrichtlijn Water. Slechts 7,4 % van de locaties behaalt een *goede (of uitstekende)* ecologische kwaliteit. Knelpunten zoals migratiebarrières en het indijken van de waterlopen moeten opgelost worden opdat vrije migratie weer mogelijk wordt en onze trekvissen meer kansen krijgen. Hoe natuurlijker een waterloop hoe meer kans de visgemeenschappen hebben om er zich te handhaven.

Beoordeling van de goede ecologische toestand

De Europese kaderrichtlijn Water stelt als doelstelling de 'goede toestand' voorop voor de waterlichamen. Voor natuurlijke oppervlaktewateren betekent dit zowel een goede chemische als een goede ecologische toestand. Voor kunstmatige en sterk veranderende oppervlaktewateren kunnen de doelstellingen lager liggen en moet het goed ecologisch potentieel gehaald worden. Om de chemische toestand te beoordelen zijn er voor heel wat chemische stoffen Europese normen voorhanden. Voor de ecologische toestand worden de overige fysisch-chemische parameters en een aantal biologische kwaliteitselementen geëvalueerd. Die biologische kwaliteitselementen zijn:

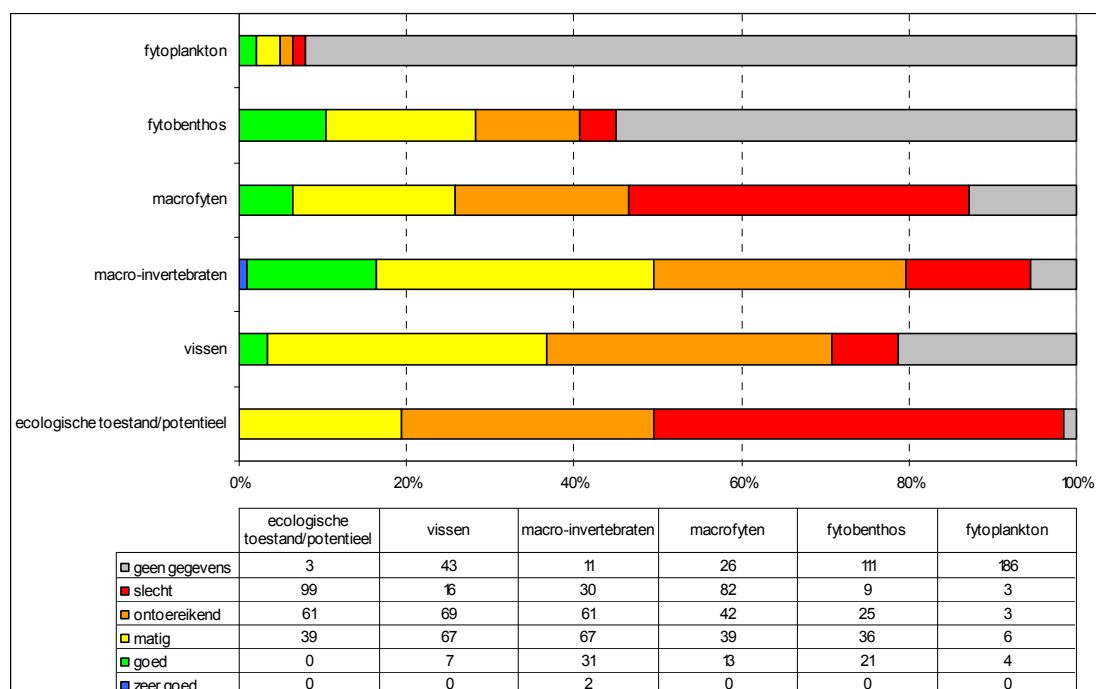
- fytoplankton;
- macrofyten;
- fyto-benthos;
- macro-invertebraten;
- vissen.

De beoordelingswijze van de biologisch kwaliteitselementen is aangepast aan de categorie (bv. rivieren, meren) en aan het type oppervlaktewater (bv. kleine rivier, grote beek Kempen) en wel zodanig dat het eindoordeel vergelijkbaar wordt voor alle oppervlaktewateren. Het eindoordeel is een indeling in kwaliteitsklassen, van slecht naar zeer goed. Voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen is er geen klasse zeer goed. De grens tussen goed en matig is ook telkens de norm. Bij de eindbeoordeling van een oppervlaktewater bepaalt de minst goede score de eindscore ("one out all out"). Daarbij kan de fysisch-chemische toestand het eindoordeel niet slechter maken dan matig.

In de stroomgebiedbeheerplannen van Schelde en Maas werd voor het eerst gerapporteerd over de ecologische toestand van de 202 Vlaamse waterlichamen. Die waterlichamen werden in de periode 2005-2007 bemonsterd. Figuur 31 geeft de resultaten. De in grijs gekleurde gedeelten stellen de waterlichamen voor waarvoor er geen gegevens zijn. In die waterlichamen is monitoring van het kwaliteitselement in kwestie ofwel niet nodig (als het kwaliteitselement niet van toepassing of niet relevant is, of voorlopig niet te beoordelen), ofwel niet uitgevoerd.

Geen enkel Vlaams waterlichaam haalt de goede ecologische toestand en nog geen 20 % haalt een matige ecologische toestand. De afstand tot de doelstelling van de kaderrichtlijn Water is dus nog erg groot. Op basis van de beschikbare gegevens is de kwaliteit van vis- en macrofytengemeenschap, met respectievelijk slechts 4 en 7 % goede of zeer goede scores, het vaakst een knelpunt. De norm wordt wat vaker gehaald voor de macro-invertebraten (17 %), het fyto-benthos (23 %) en het fytoplankton (25 %). Ook de fysisch-chemische kwaliteit is erg vaak problematisch: slechts 0,5 % van de waterlichamen haalt de normen.

Figuur 31: De ecologische toestand/potentieel van de 202 Vlaamse waterlichamen (2005-2007)



Bron: VMM

Om de afstand tot de doelstelling te verkleinen zal Vlaanderen nog forse inspanningen moeten leveren. Belangrijke aandachtspunten zijn de verdere uitbouw en verbetering van de openbare waterzuivering, de aanpak van de stikstof- en fosforverliezen uit de landbouw en de verbetering van de hydromorfologische kwaliteitselementen.

De KRW voorziet echter bepaalde omstandigheden waarbij *afwijkingen van de doelstelling* mogelijk zijn. Zo motiveren de stroomgebiedbeheerplannen van Schelde en Maas voor de meeste waterlichamen een termijnverlenging omdat het technisch niet haalbaar is om de doelstellingen tegen 2015 te halen. Ook lagere doelstellingen zijn mogelijk. Aan beide afwijkingen zijn evenwel strikte voorwaarden gekoppeld.

2.8 Kosten van (openbare) waterzuivering

Laatst bijgewerkt: december 2010

Drinkwatermaatschappijen³ leveren niet alleen drinkwater, ze moeten eveneens voorzien in collectieve maatregelen om het afvalwater te transporteren, te verzamelen en te zuiveren. Al ruim vijf jaar zijn de drinkwatermaatschappijen, met het oog op het behoud van de kwaliteit van het geleverde drinkwater, immers saneringsplichtig. Hiermee werd een eerste aanzet gegeven om artikel 9 van de Europese kaderrichtlijn Water in Vlaanderen te implementeren.

Artikel 9 verplicht het aanrekenen van een *redelijke bijdrage* in de kosten van de waterdiensten (incl. de hulpbron- en milieukosten) aan de gebruikers van deze diensten. Tevens moet het waterprijsbeleid adequate prikkels bevatten voor de gebruikers om de watervoorraden efficiënt te benutten. Een verdere uitvoering van artikel 9 van de kaderrichtlijn Water, met name de uitsplitsing naar de doelgroepen toe, vereist een toewijzing van de kosten aan de respectieve kostendragers.

³ Drinkwatermaatschappijen = Exploitanten van een openbaar waterdistributienetwerk.

De saneringsplicht van de drinkwatermaatschappijen betekent niet dat zij autonoom kunnen beslissingen waar welke maatregelen genomen moeten worden. Via contracten tussen de drinkwatermaatschappijen enerzijds en de gemeenten en het Vlaams Gewest anderzijds worden de verantwoordelijkheden van de drinkwatermaatschappijen duidelijk gestipuleerd. In de contracten met de gemeenten worden concrete afspraken gemaakt over het inzamelen van het afvalwater omdat dit typisch de gemeentelijke saneringsverplichting uitmaakt. Voor het transport en het zuiveren van het afvalwater, de zogenaamde bovengemeentelijke saneringsverplichting, hebben de drinkwatermaatschappijen een contract afgesloten met Aquafin.

Bovengemeentelijke afvalwatersanering

De uitbouw en het beheer van collectoren (voor het transport van afvalwater) en afvalwaterzuiveringsinstallaties vertrouwdde het Vlaams Gewest al in het begin van de jaren 90 toe aan de Aquafin NV door middel van een beheersovereenkomst.

Nu hebben ook de drinkwatermaatschappijen sinds 2005 een saneringscontract met de Aquafin NV waarmee ze - enkel - de betalingsverplichting van het Vlaams Gewest overnemen. De kosten die de Aquafin NV maakt voor de bovengemeentelijke afvalwatersanering verdeelt zij over de diverse drinkwatermaatschappijen door middel van een verdeelsleutel, die jaarlijks en in consensus tussen de drinkwatermaatschappijen onderling vastgelegd wordt. Nu het Vlaams Gewest niet langer instaat voor de financiering van de Aquafin NV hebben de kosten van de Aquafin NV geen invloed meer op het begrotingsresultaat van het Vlaams Gewest (ESR-neutrale post).

Waar welke infrastructuur gebouwd of aangelegd wordt, bepaalt evenwel nog steeds het Vlaams Gewest.

De afgelopen jaren kende de bovengemeentelijke infrastructuur een verdere uitbreiding. Jaarlijks draagt het Vlaams Gewest projecten op aan de Aquafin NV onder de vorm van een optimalisatieprogramma. Voor de uitvoering van deze optimalisatieprogramma's voorziet het Vlaams Gewest jaarlijks 150 miljoen euro. Ook in de komende jaren is nog een verdere optimalisatie van de bovengemeentelijke infrastructuur voorzien.

Het groeiende patrimonium heeft ook voor gevolg dat de bovengemeentelijke exploitatiekosten toenemen, net zoals de andere kosten (bv. voor personeel, informatica, rentelasten). Figuur 32 geeft de evolutie van de bovengemeentelijke saneringskosten per kostensoort weer.

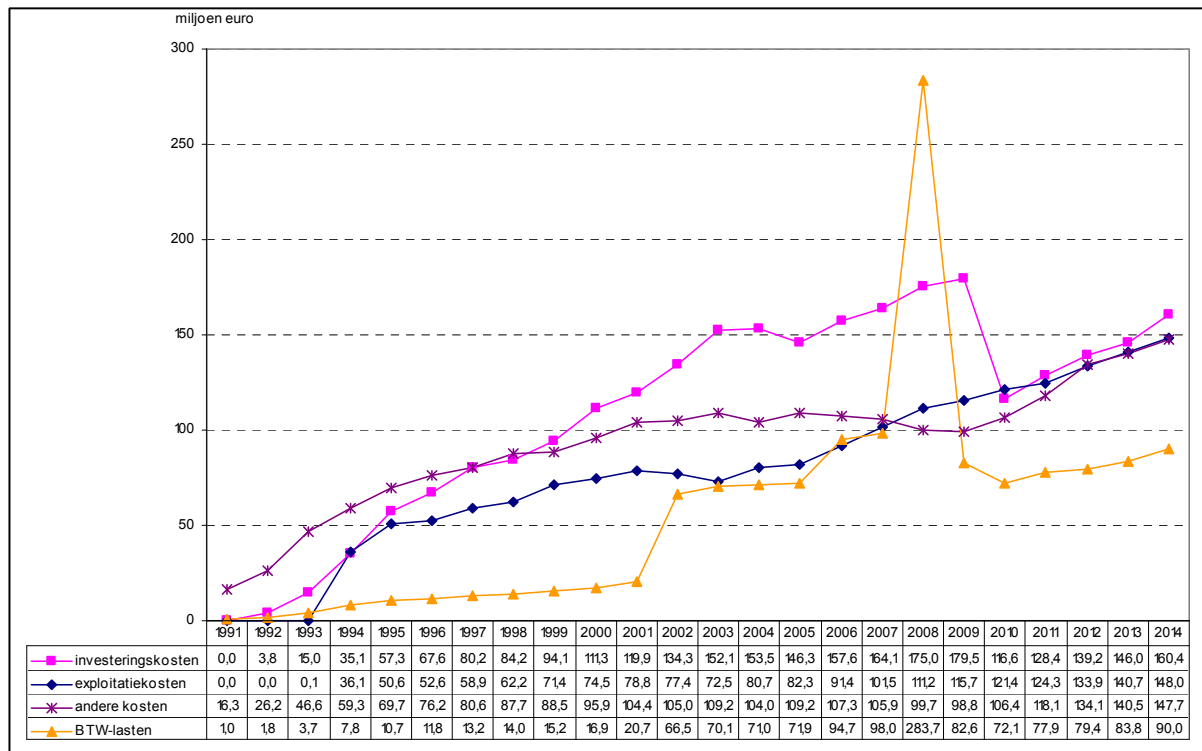
Initieel werd vanaf 2008 een afvlakking van de jaarlijkse investeringskost van de Aquafin NV verwacht omdat dan het eerste volwaardige investeringsjaar (1993) terugbetaald is. Deze afvlakking uit zich echter niet in figuur 32. Wel toont de grafiek een enorme terugval in 2010. Het cumulerende effect van verschillende acties die in de periode 2008-2010 plaatsvonden, verklaart het vastgestelde verloop van de jaarlijkse investeringskost vanaf 2008.

De investeringsvergoeding neemt in 2008 verder toe omdat de opleveringen in 2008 (= wat er bij komt) een veel hoger bedrag uitmaken dan de opleveringen in 1993 (wat wegvalt). Pas vanaf 2010 wordt de jaarlijkse netto-aangroei volledig geneutraliseerd.

Daarenboven engageerde het Vlaams Gewest zich in 2008 om gedurende 7 jaar voor 100 miljoen euro aan gemeentelijke projecten over te nemen en dit vanaf 2009. Dit behoort tot de afspraken die gebundeld zijn onder het Lokaal Pact. Om de meerkost vanuit het Lokaal Pact op jaarbasis budgetneutraal te houden werd de terugbetalingstermijn van de door de Aquafin NV gerealiseerde investeringen vanaf 2009 van 15 jaar op 30 jaar gebracht.

Een aantal oudere RWZI's vallen nog onder het patrimonium van de VMM. Om deze samen onder één noemer te brengen werd beslist om deze RWZI's te verkopen aan de Aquafin NV. Tegelijkertijd werd ook de terugbetaaltermijn van de investeringen gerealiseerd door de Aquafin NV vóór 2009 afgestemd op de boekhoudkundige afschrijvingstermijn, met name 30 jaar in plaats van de oorspronkelijk voorziene 15 jaar.

Figuur 32: Evolutie van de bovengemeentelijke saneringskosten per kostensoort (Vlaanderen, 1991-2014)



1991-2007: definitieve cijfers

2008-2009: kosten voor goedkeuring financieel verslag door Vlaams Gewest

2010-2011: goedgekeurd budget op budgetoverleg met Vlaams Gewest

2012-2014: prognose

Investeringen:

- vanaf 2009 incl. opleveringen vanaf 1/1/2009 gespreid over 30 jaar en Lokaal Pact

- vanaf 2011 incl. opleveringen vóór 1/1/2009 gespreid over 30 jaar en geplande aankoop VMM-RWZI's⁴

Bron : VMM

Om de factuur van de Aquafin NV te betalen, halen de drinkwatermaatschappijen hun inkomsten deels uit de integrale drinkwaterfactuur. Deze bevat naast de kosten voor de productie en levering van drinkwater eveneens een bijdrage voor de bovengemeentelijke en doorgaans ook de gemeentelijke (zie verder) afvalwatersanering, en dit zowel voor de bedrijven als de gezinnen.

Ook voorziet het Vlaams Gewest een financiële tussenkomst in de bovengemeentelijke saneringskosten. De drinkwatermaatschappijen ontvangen immers een *werkingstoelage* van het Vlaams Gewest om aan hun saneringsverplichting te voldoen, dit vanuit het algemeen belang. Met deze financiële tussenkomst wil het Vlaams Gewest de drinkwaterfactuur onder controle houden. O.a. aan de hand van de voorziene saneringskosten en werkingstoelage bepalen de drinkwatermaatschappijen jaarlijks het eenheidstarief van de bovengemeentelijke bijdrage. Door de steeds hogere kosten voor de bovengemeentelijke sanering kon echter niet voorkomen worden dat in de periode 2006 – 2009 het eenheidstarief een forse verhoging kende.

De werkingstoelage wordt door het Minafonds gefinancierd. Het Minafonds wordt onder meer gespijsd door de inkomsten vanuit de heffing op de waterverontreiniging. Nu gezinnen en bedrijven een bovengemeentelijke bijdrage betalen aan de drinkwatermaatschappijen, en sommige bedrijven ook een bovengemeentelijke vergoeding aan Aquafin (zie verder) zijn de inkomsten vanuit de heffing fors gedaald. Gezinnen betalen immers enkel een heffing op de waterverontreiniging indien ze beschikken over een eigen waterwinning. Voor bedrijven wordt

⁴ 143,2 mio € in 2010 – 181,8 mio € in 2011.

de heffing op de waterverontreiniging verminderd met de bijdrage aangerekend door de drinkwatermaatschappijen. De VMM staat in voor het vestigen en innen van de heffing. Zoals blijkt uit figuur 33 zijn de inkomsten vanuit de heffing onvoldoende om de werkingstoelage vanuit het Minafonds te compenseren en moeten deze aangevuld met de algemene middelen.

Een beperkt percentage van de *aangerekende bovengemeentelijke bijdrage* wordt gebruikt om de kosten van de drinkwatermaatschappijen voor het aanrekenen van de bijdrage te compenseren. Deze kosten bestaan bv. uit het aanpassen van de informaticoepassingen voor het vestigen van de bijdrage, het beantwoorden van vragen rond de bijdrage, het debiteurenrisico, De werkingkosten worden samen met de werkingstoelage vanuit het Vlaamse Gewest en de aangerekende bovengemeentelijke bijdrage voor de jaren 2005 – 2009 in tabel 13 aangegeven. De aangegeven werkingstoelage is het bedrag dat het Vlaams Gewest effectief betaalde in het betrokken jaar. Het tijdstip waarop de werkingstoelage ter beschikking gesteld wordt, is echter variabel. Zo werd de werkingstoelage 2009 reeds eind 2008 uitbetaald. Ongeacht het tijdstip van uitbetaling van de werkingstoelage is er steeds een *saldo* uit het voorgaande jaar. Dit saldo volgt uit het feit dat de drinkwatermaatschappijen telkens in het begin van het kwartaal de vergoeding van Aquafin moeten betalen terwijl zij hun inkomsten vanuit de bijdrage pas in de loop van het kwartaal realiseren. Om een duidelijk zicht te hebben op de werkelijke financiële tussenkomst vanuit het Vlaams Gewest werden deze aspecten verrekend onder de noemer '*reële werkingstoelage*'.

Tabel 13: Werkingstoelage van het Vlaams Gewest aan de drinkwatermaatschappijen, werkingkosten van de drinkwatermaatschappijen voor het vestigen van de bovengemeentelijke bijdrage en de aangerekende bovengemeentelijke bijdrage.

	2005	2006	2007	2008	2009
Aangerekende bovengemeentelijke bijdrage (€)	139 437	196 274	201 055	238 310	222 600
Werkingskosten (inningspercentage) (€)	8 550	10 795	9 047	Ng	ng
Werkingsstoelage vanuit het Vlaams Gewest (€)	263 124	285 021	528 891 ⁵	202 564	0
Saldo uit vorig jaar (€)	0	42 178	136 204	250 612	275 313
Reële werkingstoelage	220 946	190 995	414 483	177 863 ⁶	192 263

n.g.: nog niet vastgelegd

Bron : VMM

Door de verdere optimalisatie van het bovengemeentelijke saneringspatrimonium en de hieraan gekoppelde stijging van de exploitatie- en werkingkosten daalde de procentuele bijdrage van de gebruikers (drinkwatergebruikers en eigen waterwinners die in riool lozen) in de bovengemeentelijke saneringskosten.

In 2006 was de bijdrage van de gezinnen⁷ en de bedrijven⁸ die niet lozen in oppervlaktewater via de heffing op de waterverontreiniging en via de bovengemeentelijke saneringsbijdrage (excl. BTW) gedaald tot net onder de 60 % van de bovengemeentelijke saneringskosten indien de BTW-lasten buiten beschouwing gelaten worden. Het aandeel van de gezinnen en de kleine bedrijven in deze bijdrage bedroeg een kleine 75 % (figuur 33).

In de periode 2006 – 2009 steeg het eenheidstarief van de heffing met 38 % en de bovengemeentelijke bijdrage met 28 %. Waardoor de bijdrage vanuit de gezinnen en de

⁵ Een bijkomende werkingstoelage werd voorzien om het nog resterende bedrag in kader van de BTW-dading (= BTW uit periode voor 2005) te delgen.

⁶ De reële werkingstoelage 2008 – 2009 kan nog wijzigen eens de inningspercentage 2008-2009 vastgelegd zijn.

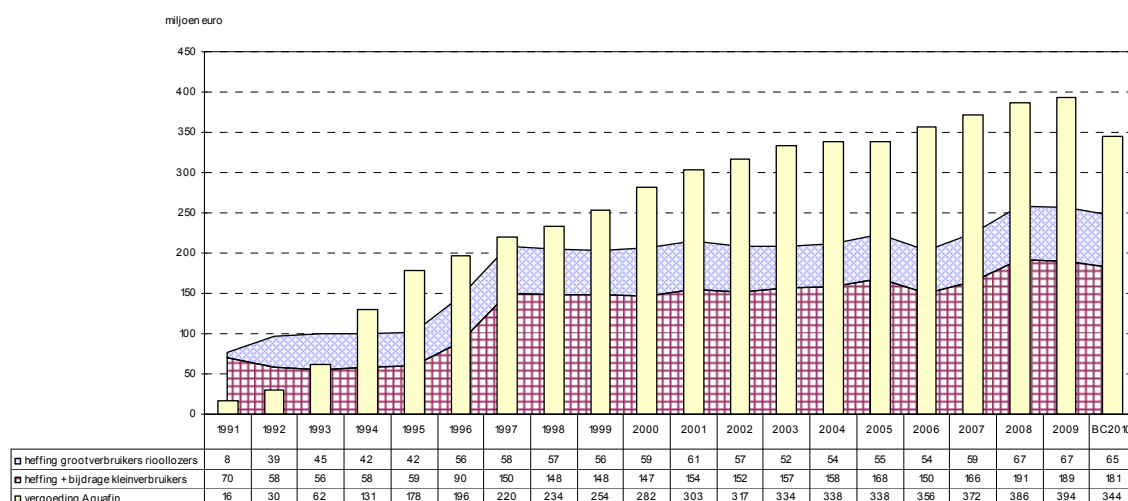
⁷ Onder gezinnen zijn begrepen alle heffingsplichtigen die in het kader van de heffing op waterverontreiniging geen aangifte moeten indienen. Zij betalen ofwel een heffing ofwel een bijdrage. Het betreft de gezinnen en kleine bedrijven met een drinkwaterverbruik kleiner dan 500 m³ en/of een eigen waterwinning met een pompvermogen kleiner dan 5 m³/u.

⁸ Onder bedrijven zijn begrepen alle heffingsplichtigen die een aangifte indienen ter vaststelling van de heffing op waterverontreiniging. Deze groep bestaat doorgaans uit bedrijven en landbouwers. Voor de grootverbruikers wordt de heffing verminderd met de bijdrage aangerekend door de drinkwatermaatschappijen en de vergoeding aangerekend door de Aquafin NV (zie contracten bedrijven – Aquafin NV).

bedrijven, ondanks de verdere toename van de kosten gemaakt door de Aquafin NV, terug op 65 % gebracht werd.

Voor de bedrijven is steeds het inmiddels sterk gestegen heffingentarief van toepassing. Gezinnen zijn doorgaans onderhevig aan het minder sterk gestegen bijdragetarief. Nochtans is het aandeel van beide doelgroepen stabiel gebleven. Dit omdat zowel de inkomsten vanuit de bedrijven als de inkomsten vanuit de gezinnen in de betrokken periode met ongeveer 25 % stijgen. M.a.w. de vuilvracht van de gezinnen bleef min of meer stabiel, terwijl de vuilvracht van de bedrijven gevoelig verminderde.

Figuur 33: Jaarlijkse vergoeding voor bovengemeentelijke sanering (excl. BTW-lasten) in relatie tot de inkomsten vanuit de gezinnen en de bedrijven die niet in oppervlaktewater lozen via de bovengemeentelijke bijdrage en de heffing op de waterverontreiniging (Vlaanderen, 1991-2009)



1991-2007: definitieve cijfers vergoeding Aquafin NV

2008-2009: kosten voor goedkeuring financieel verslag Aquafin NV door Vlaams Gewest

2010: vergoeding AQF, inkomsten vanuit heffing en bijdrage: BC2010 (BC = begrotingscontrole)

Bron : VMM

Nu de afvalwatersanering deel uitmaakt van de integrale drinkwaterfactuur kunnen de drinkwatermaatschappijen de BTW op de Aquafinacties grotendeels recupereren. Dit in tegenstelling met vroeger. Het Vlaams Gewest was als eindgebruiker 21 % BTW verschuldigd op de saneringskosten. Ook de drinkwatermaatschappijen zijn 21 % BTW verschuldigd, maar zij kunnen de BTW grotendeels recupereren. Wel moeten de drinkwatergebruikers 6 % BTW betalen op de integrale drinkwaterfactuur. Wanneer ook de BTW-lasten op de Aquafinactiviteiten in rekening gebracht worden, blijken de huidige inkomsten vanuit de gebruikers net onvoldoende te zijn om de jaarlijkse totale werkingskosten⁹ van de Aquafin NV te compenseren.

Gemeentelijke afvalwatersanering

De afgelopen jaren hebben heel wat gemeenten de uitbouw en het beheer van het gemeentelijk rioleringsnetwerk via een contract geheel of deels overdragen aan de drinkwatermaatschappij. Andere gemeenten opteren voor het behoud van het rioolbeheer en sluiten een louter financieel contract met de drinkwatermaatschappij. Sommige drinkwatermaatschappijen opereren ook als rioolbeheerder in gemeenten waar ze geen of slechts op een deel van het grondgebied drinkwater bedelen. Bovendien zijn er een aantal intercommunales actief als rioolbeheerder. Dit alles dient duidelijk omschreven te worden in de contracten die tussen de gemeenten/rioolbeheerders/drinkwatermaatschappijen

⁹ De totale werkingskosten betreft de werkingskosten, de exploitatiekosten, de financieringskosten, de netto BTWlasten en de vergoeding voor het eigen vermogen.

afgesloten worden. Een overzicht van het aantal gemeenten per contractvorm wordt in tabel 14 gegeven.

Tabel 14: overzicht van de gemeentelijke saneringscontracten

rioolbeheerder	toestand 2009
drinkwatermaatschappij	120
intercommunale rioolbeheerder	76
gemeente	110
geen contract	2
<i>totaal</i>	308

Bron : VMM, databank AENT

De kosten voor de aanleg en het onderhoud van het gemeentelijke rioleringsnetwerk worden deels gefinancierd vanuit de gemeentelijke bijdrage of vergoeding. Zoals reeds aangegeven bevat de drinkwaterfactuur nu ook de kosten voor de bovengemeentelijke en de gemeentelijke afvalwatersanering. Omdat de riolering ook gebruikt wordt voor de afvoer van afvalwater afkomstig van opgepompt grondwater, oppervlaktewater ... kunnen de drinkwatermaatschappijen ook een vergoeding vragen aan zij die enkel gebruik maken van de gemeentelijke riolering. Daar waar de bijdrage voor de drinkwatergebruikers een integraal onderdeel vormt van de drinkwaterlevering en er aldus 6 % verschuldigd is op de bijdrage, moet op de vergoeding 21 % BTW betaald worden. Dit wordt zo bepaald in de BTW-ruling die uitgevaardigd werd door de BTW-administratie.

Via de integrale drinkwaterfactuur werd in 2005 28 miljoen euro (excl. BTW) aan gemeentelijke bijdrage aangerekend aan de drinkwatergebruikers. In 2009 bedroeg de gemeentelijke bijdrage 239 miljoen euro (excl. BTW).

Ook kunnen gemeenten beslissen om de saneringskosten deels of volledig te financieren vanuit hun algemene begroting. Bij het bepalen van het eenheidstarief van de gemeentelijke bijdrage/vergoeding moeten de drinkwatermaatschappijen o.a. rekening houden met de financiële tussenkomst van de gemeenten. Bovendien wordt het tarief van de gemeentelijke bijdrage/vergoeding beperkt in functie van het eenheidstarief van de bovengemeentelijke bijdrage.

Zoals blijkt uit tabel 15 wordt in 2009 slechts in 6 gemeenten nog geen gemeentelijke bijdrage aangerekend via de integrale drinkwaterfactuur. In 2010 loopt dit cijfer nog verder terug. Uit deze cijfers blijkt dat heel wat gemeenten wel degelijk gebruik maken van de huidige mogelijkheden die de rioleringsbijdrage hen biedt voor de financiering van de gemeentelijke rioleringen. Dit volgt trouwens ook uit het feit dat steeds meer gemeenten opteren voor een hoger tarief. Daar waar in 2005 in slechts 1 gemeente het maximaal toegelaten gemeentelijk tarief toegepast werd, wordt in 2009 al in één derde van de gemeenten geopteerd voor het maximum tarief. Inmiddels is het aantal gemeenten met een gemeentelijk tarief gelijk aan of hoger dan het bovengemeentelijk tarief opgelopen tot 262.

Tabel 15: overzicht van het aantal contracten waarbij de verhouding tussen het tarief van de gemeentelijke bijdrage en de bovengemeentelijke bijdrage aangegeven wordt.

	2005	2006	2007	2008	2009
geen gemeentelijke bijdrage	204	147	53	14	6
gem. bijdrage < bovengemeentelijke bijdrage	7	87	50	45	40
gem. bijdrage = bovengemeentelijke bijdrage	66	37	100	53	29
bovengemeentelijke bijdrage < gem. bijdrage < maximum	30	37	66	126	118
gemeenten met maximaal tarief gem. bijdrage	1	0	39	70	115

Bron : VMM, databank AENT

Door een aanpassing in de regelgeving kunnen de drinkwatermaatschappij, de rioolbeheerder of de gemeenten nu ook instaan voor de aanleg van individuele afvalwaterbehandelingsinstallaties (IBA). Waar op termijn geen collectieve saneringsmaatregelen komen, moet het afvalwater in principe door de inwoners zelf gezuiverd worden via een IBA. De wetwijziging kwam er omdat een collectieve aanpak van de IBA's o.a. tot lagere kosten kan leiden en meer waarborgen biedt inzake ecologische output. Deze wijziging geldt sinds 2009. Hierdoor worden de kosten voor de individuele samen met de collectieve saneringskosten samen gebracht. Omdat de IBA-gebruikers geen kosten veroorzaken op bovengemeentelijk niveau kunnen ze, eens de IBA gerealiseerd is, vrijstelling van bovengemeentelijke bijdrage of heffing krijgen. Wanneer de drinkwatermaatschappij, de rioolbeheerder of de gemeenten instaan voor de IBA, betalen zij een hogere gemeentelijke bijdrage. Op deze manier betalen de gebruikers van de collectieve saneringsmaatregelen en de IBA-gebruikers evenveel.

Contracten tussen bedrijven en de Aquafin NV

Bedrijven kunnen voor de sanering van hun afvalwater dat afkomstig is van de eigen waterwinning een contract afsluiten met de Aquafin NV voor zover dit afvalwater verwerkbaar is op de rioolwaterzuiveringsinstallatie. Soms kan dit pas na bijkomende investeringen op het bedrijfsterrein en/of in de bovengemeentelijke infrastructuur. Soms volstaan bijkomende ingrepen (bv. poederkoolstofdosering). De kosten die gepaard gaan met deze extra investeringen en exploitatie-ingrepen zijn volledig ten laste van de bedrijven die deze kosten veroorzaken. Anderzijds kunnen bedrijven met goed verwerkbaar afvalwater aanspraak maken op een korting. Voor de verwerking van het afvalwater rekent de Aquafin NV een vergoeding aan. Voor de bedrijven is de aangerekende vergoeding, net zoals de bijdrage in de gemeentelijke en bovengemeentelijke saneringskosten aangerekend via de integrale drinkwaterfactuur, fiscaal aftrekbaar. Dit in tegenstelling tot de heffing op de waterverontreiniging. Hoewel het aantal contracten eerder beperkt is, vatten de contracten tot ongeveer de helft van de vuilvracht waarvoor een contract afgesloten kan worden. In tabel 16 wordt een overzicht gegeven van de extra exploitatiekosten en de kortingen die gepaard gaan met de contracten 2006 – 2008.

Tabel 16: Saneringscontracten tussen de bedrijven en de Aquafin NV

lozingsjaar	vergoeding (1 000 €)	korting (1 000 €)	extra exploitatiekost (1 000 €)
-------------	-------------------------	----------------------	---------------------------------------

2005	6 923	nvt	nvt
2006	5 106	-64	151
2007	7 316	-154	281
2008	7 500	-247	187

Bron : VMM

Dat enkel een contract afgesloten kan worden voor het afvalwater afkomstig van de eigen waterwinning volgt uit de BTW-ruling die de BTW-administratie uitvaardigde. Deze beperking is wellicht de belangrijkste verklaring voor de eerder beperkte interesse voor deze contracten vanuit de industrie. Immers, bedrijven die drinkwater afnemen van een drinkwatermaatschappij en bovendien over een eigen waterwinning beschikken, betalen op het drinkwater een bovengemeentelijke bijdrage aan de drinkwatermaatschappij en op de eigen waterwinning een bovengemeentelijke vergoeding aan de Aquafin NV indien ze een saneringscontract aangaan. Zowel de bijdrage als de vergoeding wordt in mindering gebracht van de heffing op de waterverontreiniging. Dat betekent dat deze bedrijven, naast het heffingsbiljet, nog twee facturen ontvangen. De kosten die bedrijven rechtstreeks aan de Aquafin NV betalen worden uiteraard in mindering gebracht van de bovengemeentelijke saneringskosten die de Aquafin NV factureert aan de drinkwatermaatschappijen.

Toezicht vanuit het Vlaams Gewest

De Vlaamse Regering stelde de Vlaamse Milieumaatschappij vanaf 2005 aan als ecologisch en economisch toezichthouder om het saneringsgebeuren in Vlaanderen op te volgen, te evalueren en hierover op beleidsniveau te adviseren en te rapporteren. Deze opdracht bestaat onder meer uit het toezicht op de uitbouw en beheer van de gemeentelijke en bovengemeentelijke saneringsinfrastructuur en het toezicht op de verschillende financieringstromen.

De voornaamste eindconclusie in het rapport over het nazicht van de Economische Toezichthouder op de correcte aanrekening van de saneringsbijdrage in 2006-2007 is tweeledig (VMM, 2009b):

- Enerzijds bestaat er een vrij grote verscheidenheid in de interne processen bij de verschillende drinkwatermaatschappijen m.b.t. de aanrekening van de bijdrage en de toekenning van de vrijstelling van saneringsbijdrage.
- Anderzijds verloopt de aanrekening van saneringsbijdrage en de toekenning van vrijstelling van bijdrage door de drinkwatermaatschappijen in globo correct. Mits de toepassing van de aanbevelingen en het wegwerken van – veelal drinkwatermaatschappij specifieke – aandachtspunten, kunnen deze processen geoptimaliseerd worden zodat het risico op foute aanrekeningen geminimaliseerd wordt en de klantvriendelijkheid van de aanrekening van saneringsbijdrage wordt bevorderd. De mogelijke optimalisaties bevinden zich vooral op het vlak van het uitschrijven van procedures en richtlijnen, het invoeren van een interne kwaliteitscontrole en eventuele vereiste softwarematige aanpassingen.

Als economisch toezichthouder op de financiering van de afvalwatersanering evalueert de VMM onder meer de aanrekening van de gemeentelijke en bovengemeentelijke bijdrage via de integrale waterfactuur. Uit die evaluatie (VMM, 2010b) blijkt dat de integrale waterprijs in Vlaanderen de voorbije 4 jaar met 42 % steeg. Dat is voornamelijk te wijten aan de invoering en stijging van de gemeentelijke saneringsbijdrage.

Ook de bovengemeentelijke saneringsbijdrage steeg in de voorgaande jaren, maar in 2009 dalen deze inkomsten voor het eerst. Oorzaak is onder meer de daling van het waterverbruik door de gezinnen met 6,5 % ten opzichte van 2008. Bij de grootverbruikers stijgt het waterverbruik in 2009 lichtjes, maar daalt de geloosde vuilvracht zodat ook de inkomsten uit de bovengemeentelijke bijdrage van de grootverbruikers een daling kende in 2009.

Het Vlaams Gewest voorziet in een aantal sociale maatregelen, zoals de vrijstelling of compensatie van de bovengemeentelijke bijdrage, om de waterfactuur betaalbaar te houden. De compensatie is specifiek bedoeld voor particulieren die recht hebben op een vrijstelling maar die niet rechtstreeks kunnen verkrijgen. Zowel het aantal vrijstellingen als het aantal compensaties steeg de voorbije jaren aanzienlijk. Op meer dan 5 % van de afrekeningfacturen wordt ondertussen een vrijstelling toegekend. Vaak worden deze sociale maatregelen ook voor de gemeentelijke bijdrage geheel of gedeeltelijk overgenomen.

Het Rekenhof heeft onderzocht hoe de Vlaamse Milieumaatschappij haar rol van economisch toezichthouder (EnT) op de financiering van de waterzuivering vervult. Het heeft geconcludeerd dat zij dit vrij behoorlijk doet, gelet op de gebrekkige beleidsmatige en regelgevende context waarin zij dient te werken en gelet op de haastige wijze waarop daarvoor bij haar een nieuwe dienst werd gecreëerd. De voorwaarden voor een effectief toezicht zijn echter onvoldoende vervuld: de EnT ontbeert slagkracht bij gebrek aan een duidelijk regelgevend en beleidsmatig kader met normen voor zijn diverse toezichttaken, een afdwingbaar recht op informatie en bijhorende sanctioneringsbevoegdheid. De toezichthouder mist ook voldoende inzicht in de financiële structuren van de waterzuiveringsactoren. (Rekenhof, 2010).

Referenties

- BDB (2002) Verlinden G., Vogels N. Wetenschappelijk onderzoek en calibratie ten validatie van de drainage-, grondwater- en excesverliezen in het SENTWA-model voor de landbouwstreek Polders teneinde de kwantificering van de nutriëntverliezen per stroombekken naar het oppervlaktewater afkomstig van de bemesting in Vlaanderen verder te verfijnen, Bodemkundige Dienst van België, Leuven, in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij.
- Belpaire C., Smolders R., Vanden Auweele I., Ercken D., Breine J., Van Thuyne G., Ollevier F. (2000) An Index of Biotic Integrity characterising fish populations and ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia*, 434, 17-33.
- Berckmans P., Witters H., Goemans G., Maes J. & Belpaire C. (2007), Ondersteunend studiewerk en verdere karakterisatie van de Vlaamse toestand inzake hormoonverstoring: vraagstelling inzake ecologische relevantie, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, VITO & INBO.
- Breine J.J., P. Goethals, I. Simoens, D. Ercken, C. Van Liefferinghe, G. Verhaegen, C. Belpaire, N. De Pauw, P. Meire & F. Ollevier, 2001. De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. Eindverslag van project VLINA 9901, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling. 173 pp. + annexes.
- Breine J., Simoens I., Goethals P., Quataert P., Ercken D., Van Liefferinghe C. and Belpaire C., 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 522, 133-148.
- Breine J., Maes J., Quataert P., Van den Bergh E., Simoens I., Van Thuyne G. & Belpaire C., 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 575:141–159.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., Van den Bergh, E. & J. Maes, 2010a. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium) *Marine Pollution Bulletin* 60, 1099-1112.
- Breine, J., Stevens, M., Van Thuyne G. & C. Belpaire, 2010b. Opgvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2008-2009. INBO.R. 2010.13. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010 (INBO.R.2010.13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 34 pp.
- Bruylants B., Vandellanoot A., Verheyen R. (1989) De vissen van onze Vlaamse beken en rivieren. Hun ecologie, verspreiding en bescherming. WEL vzw, Antwerpen. 254 p.
- Cuveliers, E., Stevens, M., Guelinckx, J., Ollevier, F., Breine, J. & C. Belpaire, 2007. Opgvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2006. Studierapport in opdracht van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2007.48., 42 pp.
- D'Hont D., De Pauw N., Van Hoof F. (1991) Toxineproducerende algen: een reëel probleem ? *Water*, 56, 19-22.
- Ecolas (2006) Verbeterde kwantificering van directe en indirecte verontreiniging van oppervlaktewater met BZV en CZV vanuit de landbouw en natuurlijke bronnen. Studie uitgevoerd i.o.v. de Vlaamse Milieumaatschappij.
- EEA (2010) Quality of bathing water — 2009 bathing season. EEA Report No 3/2010. 40 p. http://ec.europa.eu/environment/water/water-bathing/report2010/EU-wide%20report.pdf?bcsi_scan_2BA133642188D903=0&bcsi_scan_filename=EU-wide%20report.pdf .
- Fleisher J.M., Kay D., Wyer M.D., Salmon R.L. & Jones F. (1996). Non-enteric illnesses associated with bather exposure to marine waters contaminated with domestic sewage: the results of a series of four intervention follow-up studies. *American Journal of Public Health* 1996; 86 1228-1234.
- Guelinckx, J., Cuveliers, E., Stevens, M., Ollevier, F., Breine, J. & C. Belpaire, 2008. Opgvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2007. Studierapport in opdracht van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2008.39. 47 pp.
- Librecht I., Vandaele K. (2000) Bepaling van de referentietoestand van waterlopen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van Afdeling Water, AMINAL.
- Maes, J., Geysen, B., Stevens, M. Ollevier, F., Breine, J. & C. Belpaire, 2005. Opgvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2004. Studierapport in opdracht van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Leuven. IBW.Wb.V.R.2005.149.

NARA 2003 (2003) Dumortier M., De Bruyn L., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Weyemberg G., van Straaten D., Kuijken E. (Red.) Natuurrapport 2003. Toestand van de Natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, nr. 21, 352 p.

Pauwelyn J., Depuydt S., Scokart P. (1997) Studie ter kwantificering van de nutriëntenverliezen per stroombekken naar het oppervlaktewater door landbouwactiviteiten in Vlaanderen: een praktijkgericht onderzoek ter ondersteuning van het milieu- en landbouwbeleid. Ministerie Middenstand en Landbouw, Instituut voor Scheikundig onderzoek.

Rekenhof (2010) Economisch toezicht van de Vlaamse Milieumaatschappij op de financiering van de waterzuivering, Verslag van het Rekenhof aan het Vlaams Parlement, Brussel, november 2010.

Schneiders A., Breine J., Simoens I. (2001) Hoofdstuk waterlopen. In: Kuijken E. *et al*: Natuurrapport 2001. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Simoens, I, Breine, J. & C. Belpaire (2006). Monitoringsproject visfauna: Afleiden en beschrijven van systeemeigen referentieomstandigheden en/of maximaal ecologisch potentieel voor visgemeenschappen in elk Vlaams oppervlaktewaterlichaamtype, vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water – ontwikkelde beoordelingssystemen op basis van vismonitoring. Onderzoeksopdracht nr.: VMM.AMO.SCALDIT.VISII, 109 pp.

Speybroeck, J., Breine, J., Vandevoorde, B., Van Wichelen, J., Van Braeckel, A., Van Burm, E., Van den Bergh, E., G. Van Thuyne & W. Vijverman (2008). KRW doelstellingen in Vlaamse getijrivieren. Afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in het Vlaams waterlichaam 'Havengeul IJzer' vanuit de - overeenkomstig de kaderrichtlijn Water - ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen. INBO.R.2008.56. D/2008/3241/387 VMM.AMO.KRW.zoetgetij. 152 pp.

Stevens, M., Breine, J. & I. Simoens, 2006. Spatial and temporal trends in the fish community of the Zeeschelde. Results from fyke catches in 2005. 29 pp.

van Asperen A, Medema G, Borgdorff MW, et al (1998) Risk of gastroenteritis among triathletes in relation to faecal pollution of fresh waters. Intern J Epidemiology; 27:309-15.

Vangenechten J., Vanderborcht O. (1984) Zure neerslag: een bedreiging voor de Kempische vennen. Water, 15, 31.

Vannevel R. (2002) Toekenning van functies en milieukwaliteitsnormen aan rivierbekkens. – Deel Functietoekenningen. Vlaamse Milieumaatschappij. 86 p.

Van Thuyne G. & J. Breine, 2010. Visbestandopnames in Vlaamse beken en rivieren in het kader van het 'Meetnet Zoetwatervis' 2009. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010 (INBO.R.2010.42). 194 pp.

Verenigde Naties (1992) Agenda 21, <http://www.unep.org/Documents/Default.asp?DocumentID=52>.

VITO-UGent, (2000) Methodologisch onderzoek voor een ecotoxicologische beoordeling van de kwaliteit van zwevende stof in oppervlaktewater: onderzoek naar risico's in situ en selectie van bioassays voor monitoring. Studie uitgevoerd i.o.v. de Vlaamse Milieumaatschappij. 66 p.

VMM (2002) Waterbodemeetnet 2001, Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem.

VMM (2009a) Jaarrapport water 2008. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem.

VMM (2009b) Toezicht op de aanrekening van de saneringsbijdrage door de drinkwatermaatschappijen 2006-2007, www.vmm.be.

VMM (2010a) Jaarrapport water 2008. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem. (enkel op www.vmm.be).

VMM (2010b) Eindrapport evaluatie bovengemeentelijke en gemeentelijke bijdrage 2008/2009. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem.

Vrielynck S., Belpaire C., Stabel A., Breine J., Quataert P. (2002) De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950. Een historische schets van de referentietoestand van onze waterlopen aan de hand van de visstand, ingevoerd in een databank en vergeleken met de actuele toestand. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer en Afdeling Water (AMINAL), Groenendaal, 300 p.

WEL v.z.w. (1990) Water, 50 (jubileumnummer), 1-96.

Witters, H., Berckmans P., Vangenechten C., Comheire F., Dhooghe W., Hens L., Verspecht A., De Wit J., Hoebeeck A., Lafère J. (2003) Opsporen van de verspreiding en effecten van stoffen met hormoonverstorende werking in Vlaamse waters. Studie uitgevoerd door Vito, UG en VUB. In opdracht van de Vlaamse Gemeenschap, projectleiding VMM.

Begrippen

Aëroob: in aanwezigheid van zuurstof, zuurstofverbruikend.

Afkoppeling: technisch jargon bij waterbeleid, waarmee men wijst op het loskoppelen van afvalwater van het oppervlaktewater of van het regenwater. Afvalwater dat apart wordt ingezameld kan immers efficiënter gezuiverd worden.

Ammoniak: NH_3 , bij kamertemperatuur een kleurloos en scherpriekend gas.

Ammonium: het ion NH_4^+ , waarvan ammoniumbasen en zouten worden afgeleid.

Anaëroob: zonder zuurstof, niet-zuurstofverbruikend.

Basiskwaliteit: na te streven of nagestreefde toestand van het milieu of van een deel ervan opdat het milieu bepaalde functies zou kunnen uitoefenen of ondersteunen. Als de kwaliteit betrekking heeft op het gehele milieu onder studie en met betrekking tot alle functies spreekt men ook van basis- of algemene milieukwaliteit.

Basiskwaliteitsnorm oppervlaktewater: grenswaarde voor de concentratie van een stof in oppervlaktewater waar alle oppervlaktewater aan zou moeten voldoen, zoals vastgelegd in VLAREM.

Belasting van het oppervlaktewater: vuilvracht die uiteindelijk in het oppervlaktewater terecht komt, direct of indirect via niet op een RWZI aangesloten riolering, na (gedeeltelijke) zuivering. Dit wordt gespecificeerd naar parameter en/of naar doelgroep.

Belgische Biotische Index (BBI): index ter beoordeling van de biologische waterkwaliteit, steunend op de aan- of afwezigheid van macro-invertebraten in het water. De indexwaarde schommelt tussen 0 (zeer slechte kwaliteit) en 10 (zeer goede kwaliteit).

Benthisch: bodemgebonden.

Benthos: groep van organismen die in of op de bodem van zoete of zoute wateren leeft.

Bestrijdingsmiddel: synthetische of uit levende organismen gewonnen stof aangewend tegen onkruid (herbiciden), insecten (insecticiden), schimmels (fungiciden) of andere ongewenste organismen of hulpstoffen om deze stoffen te versterken. Er wordt verder onderscheid gemaakt tussen biociden en bestrijdingsmiddelen voor landbouwkundig gebruik (gewasbeschermingsmiddelen (actieve stoffen) en hulpstoffen).

Bijzondere lozingsvoorwaarde: specifieke voorwaarden met betrekking tot afvalwaterlozingen opgelegd aan een bepaald bedrijf, rekening houdende met de reële lokale waterkwaliteit.

Bioaccumulatie: opstapeling van lichaamsvreemde stoffen in plantaardige en dierlijke weefsels.

Biochemisch zuurstofverbruik: de hoeveelheid zuurstof per liter verontreinigd water die micro-organismen nodig hebben om de afbreekbare organische stoffen af te breken (biochemische reactie). Standaard wordt de bepaling uitgevoerd bij 20 °C gedurende 5 dagen.

Biocide: bestrijdingsmiddel voor gebruik buiten de landbouw anders dan gewasbeschermingsmiddelen (bv. houtbeschermingsmiddelen, ontsmettingsmiddelen).

Biodiversiteit: variabiliteit onder levende organismen van allerlei herkomst, met inbegrip van, o.a. terrestrische, mariene en andere aquatische ecosystemen en de ecologische complexen waarvan zij deel uitmaken; dit omvat de diversiteit binnen soorten, tussen soorten en van ecosystemen.

Biomagnificatie: fenomeen waarbij de concentratie van bio-accumulerende stoffen stijgt met het trofisch niveau.

Biota: levende organismen.

Biotisch: uit levende organismen bestaand.

Biotische integriteit: mate waarin een levensgemeenschap overeenkomt met de natuurlijke levensgemeenschap.

Biotoop: het concrete landschapselement ingenomen door een levensgemeenschap.

Blootstelling: de mate waarin de mens of het ecosysteem in contact komt met verontreiniging of verontreinigende stoffen opneemt.

Bodemosie door water: totale hoeveelheid bodemmateriaal die onder de invloed van regen en afstromend water wordt losgemaakt en over een bepaalde afstand wordt getransporteerd.

Bodemval: betonnen of stenen bodemversteving vaak onder brug of aan de monding van een waterloop. Door een hoog verval (als gevolg van erosiestroomafwaarts bodemval), te dunne waterfilm over bodemval of te hoge stroomsnelheid vormen de meeste bodemvallen een migratiebarrière voor vissen.

Bron: gelocaliseerde activiteit die een emissie (stoffen, golven of andere verschijnselen) in het milieu brengt en die een (potentieel) verstrend effect heeft. Men onderscheidt o.a. puntbron, lijnbron, oppervlaktebron en diffuse bron.

Buitengebied: gebied waarin de open ruimte overweegt, maar waarin ook elementen van bebouwing en infrastructuur begrepen zijn, die functioneel samenhangen met de open ruimte.

Carcinogeen: kankerverwekkend.

Chemisch zuurstofverbruik: hoeveelheid zuurstof die per liter verontreinigd water nodig is om de organische stoffen volledig af te breken (via oxidatie, een chemische reactie).

Chlorofyl: complexe chemische verbinding met een groene kleur (bladgroen) die een centrale rol speelt in de omzetting van lichtenergie in chemische energie in planten.

Collector: afvalwaterleiding die de gemeentelijke riolering verbindt met een rioolwaterzuiveringsinstallatie.

Debiet: volume van een vloeistof of gas dat per tijdseenheid een bepaald punt passeert.

Debiteurenrisico: het risico dat een klant (persoon of bedrijf) niet aan zijn verplichtingen kan of wil voldoen.

Denitrificatie: de omzetting door micro-organismen van nitraatstikstof naar stikstofgas (N_2) waarbij in sommige gevallen ook lachgas (N_2O) kan gevormd worden.

Depositie: hoeveelheid van een stof of een groep van stoffen die uit de atmosfeer neerkomen in een gebied, uitgedrukt als een hoeveelheid per oppervlakte-eenheid en per tijdseenheid (bv. $10 \text{ kg SO}_2/\text{ha.j}$).

Diffuse verontreiniging: verontreiniging afkomstig uit niet-gelocaliseerde bronnen, meestal sterk, homogeen ruimtelijk verspreid door transport via lucht en water.

Disperse bronnen: niet lokaliseerbare verontreinigingsbronnen, meestal sterk, homogeen ruimtelijk verspreid door transport via lucht en water.

Doelgroep: marktactor en -activiteit met een belangrijk aandeel in de milieuproblemen en ook in het oplossen daarvan; de overheid kan de doelgroep sturen via instrumenten. In MIRA-T rapporten worden volgende doelgroepen onderscheiden: huishoudens, industrie, energie, landbouw, transport, handel & diensten.

Doelstelling: expliciete formulering van wat moet worden gerealiseerd binnen zekere termijnen.

Ecosysteem: dynamisch (veranderend) complex van levensgemeenschappen van planten, dieren en micro-organismen en hun niet-levende omgeving, die in een onderlinge wisselwerking een functionele eenheid vormen, bv. bossen, heides en soortenrijke graslanden.

Effluent: geloosd afvalwater, al dan niet gezuiverd.

Emissie: vuilvracht, uitstoot of lozing van stoffen, golven of andere verschijnselen door bronnen, meestal uitgedrukt als een hoeveelheid per tijdseenheid.

Emissienorm: bepaalt de maximale toelaatbare emissie of inbreng door de mens van stoffen, gassen, pathogene kiemen of energievormen in het milieu. Zij kunnen toegepast worden bij bronnen die voorzien zijn van afvoerkanalen (schoorsteen, lozingspijp).

End-of-pipe-techniek: zuiveringstechniek die wordt toegepast aan het einde van de productieketen.

Eutrofiëring: overmatige aanwezigheid van plantenvoedende stoffen in het water, voornamelijk stikstof en fosfor. In aquatische ecosystemen kan eutrofiëring leiden tot een overdadige groei van waterplanten en/of algen en een achteruitgang van de kwaliteit van het water (fysico-chemisch en biologisch).

Eutroof: rijk aan nutriënten (plantenvoedingsstoffen).

Evapotranspiratie: de gezamenlijke waterafgifte door bodem, vegetatie en hun samenstellende delen aan de atmosfeer.

Exoot: soort die buiten haar normale verspreidingsgebied voorkomt. Een exoot kan/kon de nieuwe locatie alleen bereiken omdat de mens hem al dan niet doelbewust (heeft) verplaatst over een anders onoverkomelijke biogeografische/ecologische barrière.

Flocculatie: vlokvorming, proces waarbij deeltjes zich aan elkaar hechten in een losse structuur.

Freatisch grondwater: water onder de grondwaterspiegel in een relatief goed doorlatende laag en boven een eerste slecht doorlatende of ondoorlatende laag; het bovenste grondwater.

Fulvozuur: groepsnaam voor een bepaalde groep organische zuren die aanwezig kunnen zijn in bodems. Het slecht afbreekbare deel van de organische stof die aanwezig is in bodems bestaat voornamelijk uit humus. Humus wordt gevormd door de ontbinding van plantaardig en dierlijk materiaal. Om een duidelijke indeling te kunnen maken, is er een indeling gemaakt naar chemische extraheerbaarheid. Deze berust op verschillen in oplosbaarheid van humus bij verschillende pH's. Humus wordt onderverdeeld in humine, humuszuur en fulvozuur.

Fytobenthos: plantaardige organismen, gehecht op een vast substraat (bodem, planten).

Fytoplankton: microscopisch kleine plantaardige organismen die in het water zweven.

Gescheiden rioleringsstelsel: dubbel stelsel van rioleringen of openluchtgreppels waarvan het ene stelsel bestemd is voor het opvangen en transporteren van afvalwater en het andere voor de afvoer van hemelwater.

Grenswaarde: waarde die wettelijk niet overschreden mag worden. Een overschrijding van deze waarde moet aanleiding geven tot het treffen van maatregelen.

Grondwater: water beneden het grondoppervlak, meestal beperkt tot water onder de grondwaterspiegel.

Hemelwater: water van de neerslag (regen, sneeuw en hagel).

Herbepoting: uitzetten van vis.

Herbicide: onkruidbestrijdingsmiddel.

Humuszuur: zuur dat zich in humus ontwikkelt doordat er daar onvoldoende luchttoevoer is voor het volledig afbreken van organische moleculen. Strikt genomen gaat het daarbij niet om een enkel zuur, maar om een klasse van kleine organische zuurmoleculen, die via zwakke bindingen samenhangen in grotere structuren.

Index voor biotische integriteit (IBI) - visindex: index waarmee de ecologische kwaliteit van een meetplaats beoordeeld kan worden. De index is gebaseerd op een geïntegreerde benadering van de analyse van de aanwezige visbestanden. De quotering gebeurt op basis van verschillende parameters (bv. aantal soorten, rekrutering) waarvoor grenswaarden vastgelegd zijn, dit om scores per parameter te kunnen toekennen. De som van de scores geeft de IBI.

Indicatorsoort: soort die aan een welbepaalde habitat, gemeenschap of combinatie van omgevingsomstandigheden gebonden is, en wiens toestand representatief is voor de gehele toestand van het habitat.

Influent: ongezuiverd afvalwater dat op een afvalwaterzuiveringsinstallatie binnenkomt.

Integraal waterbeheer: methodiek om het watersysteem zodanig te beheren en te ontwikkelen tot het voldoet aan de doelstellingen van de ecologische functies en van de gebruiksfuncties of een optimalisatie van functies.

Integraal waterbeleid: het beleid gericht op het gecoördineerd en geïntegreerd ontwikkelen, beheren en herstellen van watersystemen met het oog op het bereiken van de randvoorwaarden die nodig zijn voor het behoud van dit watersysteem als zodanig, en met het oog op het multifunctionele gebruik, waarbij de behoeften van de huidige en komende generaties in rekening wordt gebracht.

Inwonerequivalent: getalwaarde die de maat is voor de hoeveelheid zuurstofbindende stoffen die gemiddeld per dag en per inwoner met het afvalwater worden geloosd.

Kaderrichtlijn Water: Europese Richtlijn 2000/60/EG tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.

Keerkribben: structuren die van een van beide oevers uitspringen zonder de gehele breedte van de beek te overbruggen en als doel hebben veranderingen in stroompatronen op te wekken.

Koelwater: water dat in de industrie als afkoelingsmedium gebruikt wordt en al dan niet in aanraking gekomen is met af te koelen of andere verontreinigende stoffen.

Kwel: het uitreden van grondwater (algemene definitie) of het uitreden van grondwater door grotere stijghoogten buiten het beschouwde gebied (specifieke definitie); het uitreden van water dat binnen het gebied aan het oppervlak is toegevoegd, valt dus buiten deze term.

Maatregel: een maatregel verandert fysische grootheden. Een maatregel kan door de overheid genomen worden of door de doelgroep. Voorbeelden van maatregelen door de overheid zijn aanleg van rioleringen, de inzameling van afvalstoffen. Voorbeelden van maatregelen door de doelgroepen zijn technische innovaties die een bedrijf neemt om uitstoot van schadelijke stoffen te voorkomen, het plaatsen van een katalysator, recyclage van afval.

Macrofyten: hogere planten.

Macro-invertebraten: met het blote oog waarneembare ongewervelde waterorganismen (bv. insecten, larven van kevers, vliegen, muggen, libellen).

MAP-meetnet: VMM-meetnet om de kwaliteit van het oppervlaktewater te evalueren in functie van de landbouwkundige activiteit, in uitvoering van het Mestdecreet, uitgebouwd in 1999.

Mediaanwaarde: meetwaarde waarbij, als een verzameling meetwaarden naar opklimmende grootte gerangschikt zijn, er precies evenveel meetwaarden groter als kleiner zijn dan deze meetwaarde.

Milieukwaliteitsnorm: na te streven of nagestreefde toestand van het milieu of van een deel ervan opdat dit milieu bepaalde functies zou kunnen uitoefenen of ondersteunen. Bij de karakterisering van de na te streven toestand van het milieu worden drie niveaus onderscheiden: grenswaarden, richtwaarden en streefwaarden. Als de kwaliteit betrekking heeft of het gehele milieu onder studie en met betrekking tot alle functies spreekt men ook van basis of algemene milieukwaliteit. Als men kleinere specifieke gebieden binnen dit geheel en/of specifieke functies beschouwt, wordt de term bijzondere milieukwaliteit gehanteerd. De bijzondere milieukwaliteit zal in regel hoger zijn dan de algemene kwaliteit.

Monitoring: van nabij volgen van een ontwikkeling of systeem om op het gepaste ogenblik te kunnen ingrijpen.

Mutageen: mutaties (fouten in het genetisch materiaal) veroorzakend.

Natte depositie: verwijdering van de luchtverontreiniging uit de atmosfeer door het uitwassen, uitregenen of andere vormen van precipitatie (sneeuw, hagel, mist).

Natuurtechnische milieubouw: het creëren van een uitgangspositie (milieubouw) om vervolgens de natuur spontaan te laten ontwikkelen, al dan niet gestuurd door een bepaald beheer (natuurtechniek).

Nitraatrichtlijn: Europese Richtlijn 91/676/EEG ter bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen.

Nitrificatie: proces waarbij ammonium door micro-organismen tot nitraat geoxideerd wordt. In een eerste stap zet Nitrosomas ammonium om tot nitriet, daarna zet Nitrobacter deze stof weer om in nitraat. Dit aërobe proces kan zowel plaatsvinden in de bodem als in het oppervlaktewater.

Noordzeeconferentie: internationale conferentie over de bescherming van de Noordzee.

Normaalneerslag: gemiddelde neerslag over een periode van 30 jaar.

Nutriënt: (planten)voedingsstof waaronder stikstof, fosfor en kalium.

Oligotroof: arm aan nutriënten of plantenvoedingsstoffen.

Ontkoppeling: treedt op wanneer de groeisnelheid van een drukindicator lager is dan de groeisnelheid van een economische indicator uitgedrukt in constante prijzen. De ontkoppeling is absoluut als de groei van de drukindicator nul of negatief is. De ontkoppeling is relatief als de groei van de drukindicator positief is, maar minder groot dan die van de economische indicator.

Oppervlaktewater: aquatische ecosystemen: open water, meren, rivieren, sloten, kanalen ...

Organische stof: al het materiaal dat door organismen geproduceerd wordt.

Orthofosfaat: ontstaat door mineralisatie van organisch materiaal dat fosforverbindingen bevat en is een voedingsstof voor planten.

Overstort: constructie op een riool of afvalwatercollector waardoor een deel van het debiet geëvacueerd kan worden naar het oppervlaktewater wanneer de riool, resp. collector dreigt onder druk te komen staan (volledige vulling).

Percentiel: de rangorde die een meetwaarde inneemt wanneer alle meetwaarden geklasseerd zijn volgens grootte van klein naar groot bv. de 98-percentiel duidt aan dat 98 % van alle meetwaarden kleiner zijn dan of gelijk aan deze waarde. De 50-percentiel is gelijk aan de mediaanwaarde.

Persistent: niet of zeer moeilijk afbreekbaar.

pH: zuurtegraad, gemeten aan de hoeveelheid waterstofionen. De negatieve logaritme van de hoeveelheid waterstofionen varieert tussen 0 en 14. Tussen elke eenheid ligt een 10-voudig verschil, hoe hoger de pH, hoe groter het aantal waterstofionen. pH 7 is neutraal, pH < 7 is zuur en pH > 7 is basisch.

Plankton: microscopisch kleine plantaardige en dierlijke organismen die in het water zweven.

Populatie: groep van organismen van dezelfde soort die samen voorkomen in een bepaald gebied.

Predator: dier dat in zijn voedsel voorziet door andere dieren (prooien) te doden.

Prioritaire bedrijven (P-bedrijven): grotere ondernemingen met een relevante impact op de kwaliteit van het oppervlaktewater en op de belasting van de RWZI's.

Puntbron: emissiebron die duidelijk aanwijsbaar is en beheersbaar is, bij modellering voorgesteld als punt (in tegenstelling tot lijn- en oppervlaktebronnen).

Radioactiviteit: fysisch verschijnsel, waarbij onstabiele atoomkernen vervallen. Deze desintegraties gaan gepaard met het uitzenden van ioniserende stralingen. De eenheid van activiteit is de becquerel (Bq).

Rationeel watergebruik (RWG): heeft een kwantitatief en kwalitatief aspect. Kwantitatief beoogt RWG eenzelfde dienstverlening te bereiken met minder watergebruik (bv. efficiënte toiletspoeling en wasmachine). Kwalitatief betekent RWG de vervanging van hoogwaardig water door water van lagere kwaliteit (bv. vervanging van leidingwater door hemelwater of hergebruik van water).

Recreatie: geheel van gedragingen die men in de vrije tijd vrijwillig onderneemt of ondergaat, waarvan verondersteld wordt dat ze primair gericht zijn op het bevredigen van de eigen verlangens naar ontspanning als levensactiviteit.

Richtlijn (Europese): besluit dat bindend is voor de lidstaten wat betreft een in de richtlijn uitgedrukt te bereiken resultaat. De lidstaten zijn vrij de vorm en middelen te bepalen nodig om aan de richtlijn te voldoen. Bij niet naleving kan de Commissie een procedure inzetten krachtens art. 226 (ex. art. 169).

Richtwaarde: beleidsmatig na te streven milieukwaliteitsdoelstelling met opgave van tijdstippen voor de realisatie.

Risico: de gelijktijdige aanwezigheid van verschillende factoren die met een bepaalde waarschijnlijkheid aanleiding kunnen geven tot een plotselinge en ongewenste gebeurtenis waarbij er ernstige schade optreedt voor levende wezens of hun leefmilieu waardoor de goede werking van hun samenleving in het gedrang komt.

Rode Lijst: overzicht voor een bepaald gebied van bedreigde soorten, opgesteld volgens specifieke criteria en ingedeeld in meerdere categorieën (bv. 'uitgestorven in Vlaanderen', 'zeldzaam', 'bedreigd').

Saldo: het verschil tussen ontvangsten en uitgaven.

Sectoriële lozingsvoorwaarde: specifieke lozingsvoorwaarde die m.b.t. afvalwaterlozing wordt opgelegd aan een bepaalde industriële sector.

Standstill doelstelling: doelstelling om de omvang van een milieuprobleem op een gelijk niveau te houden.

Streefwaarde: milieukwaliteitsdoelstelling waarbij geen nadelige effecten te verwachten zijn.

Structuurkenmerk: omvat allerlei fysische eigenschappen van de oppervlaktewateren: meandering, verval, aard van het sediment, afwisseling van diepten en ondiepten (pool-riffle patroon), aard van de oeverzones, oeverstructuur ...

Uitspoeling: verdwijning van stoffen uit de bodem doordat ze met het doorsijpelend water worden meegevoerd.

Verdroging: vermindering van de specifieke waterinhoud van een watervoerende laag en van de bodem door antropogene beïnvloeding.

Vermesting: het aanrijken van bodem, water (oppervlakte- en grondwater) met nutriënten (stikstof, fosfor en kalium) waardoor de ecologische processen en de natuurlijke kringlopen verstoord kunnen worden. Deze verstoringen kunnen aanleiding geven tot eutrofiëring van zoet en zout oppervlaktewater, verhoogde nitraatconcentraties in oppervlakte- en grondwater, achteruitgang van de biodiversiteit en kwalitatieve achteruitgang van voedingsgewassen, vervuiling drinkwatervoorraden.

Versnippering: de verdeling van ruimtelijke gehelen in kleinere of minder samenhangende stukken.

Vervuilingseenheid (VE): geloosde vuilvracht berekend aan de hand van een afvalwaterheffingsformule.

Verzilting: indringen van brak of zilt grondwater tot in de wortellaag van de bodem. Hierdoor stapelen zouten zich op in de bodem.

Verzuring: gezamenlijke effecten en gevolgen van vooral zwavel- en stikstofverbindingen (zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak) die via de atmosfeer in het milieu worden gebracht.

Vuilvracht: a) hoeveelheid verontreinigende stof of zuurstofbindende stoffen welke per tijdseenheid geloosd wordt/worden; b) hoeveelheid verontreinigende stof of zuurstofbindende stoffen die getransporteerd wordt/worden in een open of gesloten leiding (bv. riool) of een waterloop.

Waterbalans: nettoresultaat van aan- en afvoer van water (bv. in stroomgebied) waarbij alle waterbronnen en -verliezen beschouwd worden.

Waterbodem: bodem van een oppervlaktewaterlichaam die altijd of een groot deel van het jaar onder water staat.

Waterketen: geheel van activiteiten die samenhangen met het water bestemd voor menselijke aanwending of met de collectering en de zuivering van het afvalwater.

Waterlichaam: onderscheiden oppervlaktewater, zoals een meer, een wachtbekken, een spaarbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een overgangswater of een deel van een stroom, rivier, kanaal of overgangswater (kan ook voor grondwater gebruikt worden).

Watersysteem: samenhangend en functioneel geheel van oppervlaktewater, grondwater, waterbodems en oevers, met inbegrip van de daarin voorkomende levensgemeenschappen en alle bijbehorende fysische, chemische en biologische processen en de daarbij horende fysische structuur.

Zuiveringsgraad: percentage van de bevolking waarvan het afvalwater in een RWZI gezuiverd wordt.

Zuiveringsrendement van de RWZI: verhouding tussen de op een RWZI verwijderde vuilvracht en de inkomende vuilvracht (influent).

Zuurtegraad: zie pH.

Zware metalen: hieronder worden vaak de volgende acht elementen verstaan die door de Derde Noordzeeconferentie als prioritair worden beschouwd: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni en Zn. Als sporenelementen zijn veel van deze elementen noodzakelijk voor het ondersteunen van het biologisch leven. Bij hogere niveaus worden ze daarentegen toxisch, kunnen ze accumuleren in biologische systemen en vertegenwoordigen ze een significant gezondheidsrisico.

Afkortingen

AMINAL: Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer

BBI: Belgische Biotische Index

BZV: biologisch zuurstofverbruik

CIS: Common Implementation Strategy

CIW: Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid

CZV: chemisch zuurstofverbruik

DIWB: decreet Integraal Waterbeleid

EG: Europese Gemeenschap

EKC: Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt

ESR: Europees systeem van nationale en regionale rekeningen

EU: Europese Unie

FAME: Fish-based Assessment Method for the Ecological status of European rivers

GIS: Geografisch Informatiesysteem

IBA: Individuele behandelingsinstallatie voor afvalwater

IBI: Index voor biotische integriteit

IBW: Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

IE: Inwoner Equivalent

IMC: Internationale Maascommissie

INBO: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

ISC: Internationale Scheldecommissie

KB: Koninklijk Besluit

KRW: Kaderrichtlijn Water

KWZI: Kleinschalige Waterzuiveringsinstallatie

LCA: Levenscyclus Analyse

MAP: Mestactieplan

MINA: Milieu- en natuurplan, Milieubeleidsplan

MIRA: Milieurapport Vlaanderen
NARA: Natuurrapport
NIS: Nationaal Instituut voor de Statistiek
OESO: Organisatie voor Economische samenwerking en ontwikkeling
OVAM: Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest
PAK: polyaromatische koolwaterstof
PCB: polychloorbifenyyl
pH: zuurtegraad
RWG: Rationeel Watergebruik
RWZI: rioolwaterzuiveringsinstallatie
SENTWA: System for the Evaluation of Nutrient Transport to Water
SERV: Sociaal Economische Raad voor Vlaanderen
SUP: Sectorieel Uitvoeringsplan
VE: vervuilingseenheid
VHA: Vlaamse Hydrografische Atlas
VITO: Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
VLAREM: Vlaams Reglement betreffende de milieuvergunning
VLARIO: Vlaamse Rioleringen en Afvalwaterzuivering
VMM: Vlaamse Milieumaatschappij
WEL: Water, Energie en Leefmilieu

Lijst met relevante websites

www.isc-cie.com

www.cipm-icbm.be

www.scaldit.org

www.vmm.be

www.nweurope.org

www.bekkenwerking.be

www.vismigratie.be

www.fame.boku.ac.at

www.unep.org/Documents/Default.asp?DocumentID=52

VIS-databank op <http://www.vis.milieu.be>

www.volvanwater.be

www.natuurindicatoren.be