

Rietvelden voor afvalwaterzuivering in Vlaanderen: ontwerp, bedrijfsvoering en prestaties

Diederik P.L. Rousseau¹, Peter A. Vanrolleghem² & Niels De Pauw¹

¹ Vakgroep Toegepaste Ecologie en Milieubiologie, Universiteit Gent, J. Plateaustraat 22, 9000 Gent. Tel. +32 9 264 39 96. Fax. +32 9 264 41 99.

e-mail: diederik.rousseau@UGent.be

² Vakgroep Toegepaste Wiskunde, Biometrie en Procesregeling (BIOMATH), Universiteit Gent, Coupure Links 653, 9000 Gent.

e-mail: peter.vanrolleghem@ugent.be

Organisatie van afvalwaterzuivering in Vlaanderen

Afvalwaterzuivering behoort in Vlaanderen tot de bevoegdheid van diverse instanties en personen, volgens het zogenoemde 'driesporenbeleid' (VMM, 2000):

- Het Vlaams Gewest is verplicht de bovengemeentelijke zuiveringsinfrastructuur (RWZI's en collectoren) uit te bouwen. Aquafin NV (www.aquafin.be) legt deze bovengemeentelijke zuiveringsinfrastructuur aan en staat in voor het beheer ervan.

- De gemeenten worden geacht hun openbare rioleringsinfrastructuur uit te bouwen en kunnen eventueel ook kleinschalige waterzuiveringsinstallaties (KWZI's) tot 2.000 Inwoner Equivalenten (IE) plannen en uitvoeren (recente wijziging vastgelegd in het decreet van 21/12/2001 houdende wijziging van de wet van 26 maart 1971 op de bescherming van oppervlaktewateren tegen verontreiniging). Indien de gemeenten geen initiatief nemen tot de aanleg van een noodzakelijke KWZI, neemt Aquafin NV deze taak op zich.

- Waar het technisch niet haalbaar of financieel niet verantwoord is om individuele woningen aan te sluiten op een centrale zuivering, moet de burger zelf instaan voor de zuivering van het afvalwater met behulp van een iba (individuele behandeling van afvalwater).

Volgens de bepalingen van de EU Richtlijn 91/271 Stedelijk Afvalwater werd iedere EU-Lidstaat verplicht om vóór 31 december 1998 het afvalwater te zuiveren van alle agglomeraties met meer dan 10.000 inwoners. Gezien de zuiveringsgraad in Vlaanderen in 1990 slechts zo'n dertig procent bedroeg, werd de beslissing genomen om zich hoofdzakelijk toe te spitsen op grootschalige projecten ten einde de zuiveringsgraad zo snel mogelijk op te drijven en daarmee aan de bepalingen van de EU-Richtlijn te voldoen. Kleinschalige projecten werden hierdoor niet volledig gerealiseerd, maar toch wel grotendeels naar het achterplan verdreven.

Alle kritiek ten spijt heeft deze benadering toch de nodige successen opgeleverd. Eind 2002 werd reeds 57 procent van alle huishoudelijk afvalwater

gezuiverd, waardoor een significante reductie bekomen werd van de effluentbelastingen op de Vlaamse oppervlaktewateren (Aquaflin NV, 2003a). Samen met een waaier aan andere emissiebeperkende maatregelen heeft dit algemeen geresulteerd in een verschuiving naar hogere waterkwaliteitsklassen, met name van extreem of zeer slechte, naar matige waterkwaliteit. En dit zowel voor de fysico-chemische als voor de biologische variabelen.

Niettemin voldoen de meeste waterlopen nog steeds niet aan de basiskwaliteitsnormen (MIRA-T, 2002) en dient vermeld te worden dat in een aantal gevallen de uitgangspunten van het stand still principe ook niet gehaald werden, maar daarentegen een achteruitgang van de waterkwaliteit genoteerd werd.

Rekening houdende met de huidige technologische mogelijkheden en onder aanname van een gelijkaardige investeringsgraad als het voorbije decennium, zou volgens Aquaflin NV nog steeds

zo'n vijftien procent van de bevolking niet kunnen aansluiten op het openbare zuiveringsnet (Vandaele *et al.*, 2000). De Vlaamse Milieumaatschappij raamt dit percentage zelfs op twintig procent (VMM, 2000).

Deze naar schatting 900.000 tot 1.200.000 Vlamingen zouden daarom aangewezen zijn op kleinschalige of zelfs individuele zuiveringssystemen (Vandaele *et al.*, 2000). Dit is in hoofdzaak te wijten aan de gebrekkige ruimtelijke planning in het verleden, waardoor de investeringskosten voor sommige nog te bouwen rioleringsstelsels onaanvaardbaar hoog zijn.

Toch werd bij de gemeenten en de burgers tot nog toe weinig enthousiasme of initiatief vastgesteld voor het aanleggen van een kleinschalige of individuele zuivering. De Backer (2000) geeft hiervoor de volgende redenen op:

- onvoldoende kennis over en onvoldoende begeleiding bij de afweging tussen kleinschalige en individuele zuivering;

Tabel 1: Effluentnormen opgelegd in verschillende Europese landen voor kleinschalige lozingen in oppervlaktewateren.

Land	Opmerkingen	CZV	BZV	ZS	TN	NH ₄ ⁺ -N	TP	Referentie
Vlaanderen, België		250*	60*	50*				VLAREM II (1995)
Duitsland		150	40					Börner <i>et al.</i> (1998)
Nederland	Klasse I	750	250	70				Debets (2000)
	Klasse II	150	30	30				
	Klasse IIIa	100	20	30	30	2		
	Klasse IIIb	100	20	30	30	2	2	
Oostenrijk		90	25			10*		Haberl <i>et al.</i> (1998)
Polen	< 2000 m ₃ dag ⁻¹	150	30	50	30	6	5	Kowalik & Obarska-Pempkowiak (1998); Kempa (2001)
Tsjechië		120	30	30		20		Kucera (2001)
Zweden			10**		15		0,3-0,5	Linde & Alsbro (2000); Sundblad (1998)

* enkel voor systemen met planten als T > 5° ** als BZV₇

- de onwetendheid van de doelgroep inzake wetgeving en inzake bevoegde instanties;
- een gebrek aan afdwingbaarheid van de wettelijke bepalingen;
- onvoldoende financiële stimuli;
- een te zware administratieve procedure;
- de bestaande Code van Goede Praktijk is onvoldoende uitgewerkt om als praktische handleiding gebruikt te worden door de individuele burger.

Sensibiliseringscampagnes bij onder meer burgers, architecten (VMM, 2000) en veehouders (VMM, 2001a), gewijzigde subsidiebesluiten (Besluit van de Vlaamse Regering van 1 februari 2002 met betrekking tot de subsidiëring van de aanleg door de gemeenten van openbare rioleringen, andere dan prioritairere rioleringen, en van de bouw door de gemeenten van kleinschalige rioolwaterzuiveringsinstallaties) en een resem andere maatregelen lijken de laatste paar jaar toch tot een mentaliteitswijziging te leiden.

Uiteraard zijn verschillende technologieën geschikt voor kleinschalige of individuele waterzuiveringsinstallaties (kwzi's resp. iba's), maar rietvelden spreken misschien toch het meest tot de verbeelding. Een recente vergelijkende studie tussen conventionele en op planten gebaseerde individuele zuiveringssystemen toonde aan dat laatstgenoemde categorie zowel op economisch als op ecologisch vlak zeer goed scoorde (Rausch *et al.*, 2000). Aquafin NV besliste eveneens om deze groene technologie in haar standaard technologiematrix op te nemen na de jarenlange positieve ervaring met rietvelden (www.aquafin.be). De overvloed aan (semi)wetenschappelijke publicaties over dit onderwerp toont eveneens aan dat de belangstelling voor deze 'groene zuiveringstechnologieën' wereldwijd leeft.

Vlaamse milieunormen voor kwzi's en iba's in Europees perspectief

In Vlaanderen gelden zogeheten 'versoepelde' effluentnormen voor kwzi's (20–2.000 IE): 250, 50 en 60 mg L⁻¹ voor CZV, BZV₅^{20°C} en ZS respectievelijk ofwel een minimumvermindering t.o.v. de influentbelasting van minstens zeventig procent voor BZV₅^{20°C} en ZS en van 75 procent voor CZV. Maximale nutriëntenconcentraties worden niet

opgelegd. Kwzi's met een capaciteit lager dan 500 IE en waar gebruik wordt gemaakt van planten, worden zelfs ontslagen van die versoepelde normen als de temperatuur onder de 5°C zakt (VLAREM II, 1995). Waar situeren deze effluentnormen zich t.o.v. deze van andere Europese landen?

Uit tabel 1 blijkt duidelijk dat ze tot de meest soepele normen behoren, enkel nog overtroffen door de Nederlandse normen klasse I, die gelden voor niet-kwetsbare gebieden.

Het moge duidelijk dat de Vlaamse effluentnormen hoegenaamd geen bescherming bieden aan het aquatisch ecosysteem van een kleine ontvangende waterloop. De 'goede ecologische kwaliteit' zoals nagestreefd in de recente Europese Kaderrichtlijn Water (Raad van de Europese Gemeenschap, 2000) lijkt dan ook een moeilijk haalbare kaart in deze – meestal verstoringsgevoelige en biologisch waardevolle – waterlopen.

Even voorbijgaand aan het feit dat de effluentnormen in vele gevallen weinig ecologische zin hebben, dient er nog een tweede probleem aangehaakt te worden: het handhavingsbeleid. Er is namelijk zeer weinig tot geen controle op het feit of het effluent al dan niet voldoet aan de normen en of de zuiveringsinstallaties op een aanvaardbare manier in bedrijf gehouden worden, de rietvelden van Aquafin NV, AMINAL en een paar andere uitzonderingen op de regel niet te na gesproken. Dit gebrek aan handhaving vormt een tweede belangrijke bedreiging voor de oppervlaktewaterkwaliteit van de ontvangende waterloop.

Ervaring met rietvelden in Vlaanderen

Vooraleer verder te gaan, is het misschien nuttig om even stil te staan bij de aangewende terminologie, want de term 'rietveld' is een ingeburgerd begrip, maar dekt geenszins de lading. De courante Engelse term 'constructed wetlands' wordt in het Nederlands best als 'artificiële of aangelegde moerassen' vertaald. Deze moerassystemen kunnen worden opgedeeld in drie klassen:

- helofytenfilters: filters met oeverplanten, zoals riet, lisdodde, mattenbies, ...
- pleustofytenfilters: vijvers met drijfplanten, zoals klein kroos, vlotvaren, ...

- hydrofytenfilters: vijvers met drijbladplanten en ondergedoken planten, zoals waterlelie, gele plomp, brede waterpest, schedefonteinkruid, ...

De waterzuiveringssystemen die in deze studie besproken worden, behoren allemaal tot de helofytenfilters. Ofschoon verschillende andere emergente macrofyten, zoals lisdodde en mattenbies, eveneens geschikt zijn, wordt toch de algemeen aanvaarde term 'rietveld' gebruikt in de volgende hoofdstukken. In Nederland wordt daarentegen vaak de voorkeur aan de term 'helofytenfilter' gegeven als synoniem voor rietveld (persoonlijk communicatie, J. van der Graaf).

Een eerste – en voor zover bekend enige – ruim verspreide internationale publicatie over natuurlijke systemen voor afvalwaterzuivering in België werd gepubliceerd door Cadelli *et al.* (1998) als deel van een Europese inventaris van rietvelden voor afvalwaterzuivering (Vymazal *et al.*, 1998). In deze publicatie worden slechts drie zuiveringsinstallaties vernoemd voor Vlaanderen, waar gebruikt gemaakt wordt van rietvelden. Sindsdien nam het aantal rietvelden echter exponentieel toe (Figuur 1a).

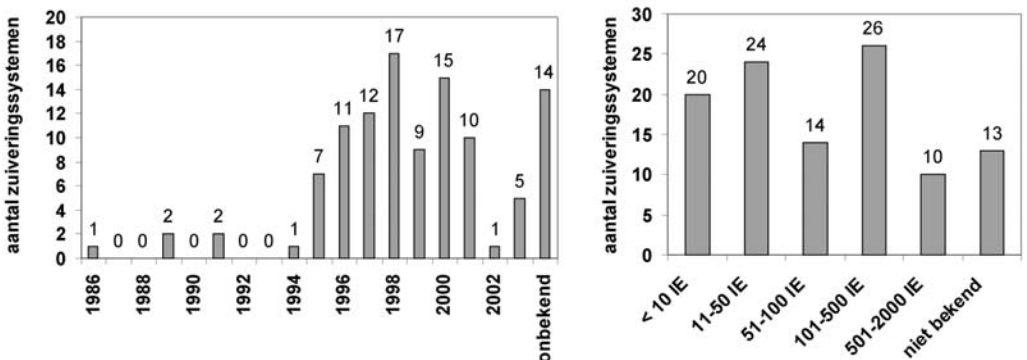
Het oudste rietveld, gelegen in Bokrijk, zou dateren uit 1986 en functioneert nog steeds, alhoewel reeds enkele grote renovatiewerken nodig waren wegens overmatige ijzerneerslag in en bijgevoelg verstopping van de drainagebuizen.

Helaas zijn in regel enkel de rietvelden aangelegd door (semi)overheidsinstellingen, zoals Aquafin NV, de Vlaamse Landmaatschappij (VLM) en de Administratie Milieu, Natuur en Landinrichting (AMINAL), relatief goed gedocumenteerd. Veel iba's zijn niet geregistreerd en daardoor enkel op te sporen via krantenberichten, nieuwsbrieven van landbouworganisaties, internet zoekopdrachten et cetera.

Een uitgebreide zoektocht (o.a. Fornoville *et al.*, 1998; Rousseau, 1999; VMM, 2001b; AMINAL, 2002; Aquafin, 2003b; Duyck, 2003; VLM, 2003) heeft uiteindelijk een databank over 101 rietveldsystemen opgeleverd, die als representatief, maar zeker niet als volledig mag worden beschouwd. Figuur 1b geeft een indeling volgens ontwerpcapaciteit van deze 101 systemen weer.

Verschillende types rietvelden worden toegepast in Vlaanderen (Figuur 2), gaande van vloeivelden, over wortelzonevelden tot percolatievelden en alle mogelijke combinaties. Vermeldenswaardig is het feit dat het merendeel enkel beplant werd met *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., ofwel riet. Niettemin zijn er enkele plantenliefhebbers die in hun tuin prachtige zuiveringssystemen aangelegd hebben, met naast riet bijvoorbeeld ook lisdodde, biezten, russen, gele lis et cetera.

Naast deze rietvelden pur sang werden er ook verscheidene hybride systemen aangelegd, waar groene technologie gecombineerd werd met conventionele systemen, zoals biotoren en vast-



Figuur 1: (a) Aantal artificiële moerassen in Vlaanderen toegepast voor afvalwaterzuivering; (b) Verdeling volgens ontwerpcapaciteiten van Vlaamse rietvelden.

bedreactoren om de zuivering te optimaliseren. Deze laatste categorie wordt echter niet behandeld in deze studie omwille van voor de hand liggende moeilijkheden bij het vergelijken van ontwerp en prestaties.

In de hiernavolgende hoofdstukken worden de verschillende types rietvelden meer gedetailleerd beschreven door middel van ontwerpvariabelen, investeringskosten, soort afvalwater en courante problemen bij de bedrijfsvoering. Hun prestatie wordt beoordeeld door middel van procentuele verwijderingsefficiënties en een vergelijking met de Vlaamse en Nederlandse Klasse IIIb effluentnormen (Tabel 1). Dit laat toe om in te schatten of de diverse types rietvelden inzetbaar zijn onder zeer soepele, respectievelijk strenge condities.

Vloeirietvelden

Vloeirietvelden - in Nederland vaak aangeduid als biezenvelden - zijn nog best te vergelijken met een dichtbegroeide sloot waar het afvalwater tussen de plantenstengels doorstroomt. De ondergedompelde plantendelen vormen een filter voor bezinkbare deeltjes en bieden tevens een groot aanhechtingsoppervlak voor degraderende micro-organismen.

Bijna alle vloeivelden in de databank (52 van de 54) werden aangelegd in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), in het kader van één of ander ruilverkavelingsproject. VLM zoekt meestal kavels met een kleibodem uit zodat er geen folie

nodig is om grondwaterverontreiniging te voorkomen. Op die manier kunnen de investeringskosten behoorlijk gedrukt worden (J. Verboven, VLM, persoonlijke mededeling).

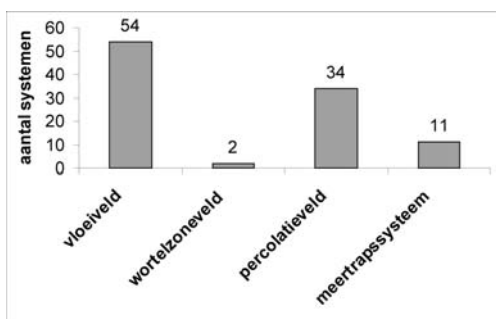
Een typische layout begint met een betonnen overstortdempel, waardoor eventuele stormdebieten rechtstreeks afgeleid worden naar de ontvangende waterloop. Lagere debieten passeren eerst integraal door een grof rooster (5 centimeter tussenruimte of meer) waarna het afvalwater tijdelijk in een voorbezinkingsvijver opgevangen wordt. Een deel van de particuliere stoffen wordt hier reeds via sedimentatie verwijderd. Vervolgens stroomt het afvalwater naar het rietveld, gewoonlijk een lang en smal kanaal beplant met riet. De waterdiepte bedraagt meestal 40 à 50 centimeter.

De 54 vloeivelden in de databank variëren in ontwerpgrootte van een luttele 1 IE tot het plafond van 2.000 IE voor kleinschalige waterzuiveringsinstallaties. De gemiddelde oppervlakte bedraagt 7 m² IE⁻¹ met een gemiddelde investeringskost van 392 IE⁻¹ euro. Schaalvoordelen spelen hier zeker een rol aangezien er een significant - omgekeerd evenredig - verband aangetoond kon worden tussen de kost per IE en de totale ontwerpcapaciteit. Rietvelden groter dan 100 IE blijken merkbaar goedkoper in aanleg.

Vijftien vloeivelden behandelen afvalwater van een melkinstallatie, 34 systemen zuiveren huishoudelijk afvalwater en drie rietvelden behandelen een mengsel van voorgaande types afvalwater. Twee uitbijters tenslotte zuiveren water van een vleesverwerkende KMO en restwater van een palingkwekerij.

Slechts weinig van deze systemen worden met een zekere regelmaat opgevolgd. Fig. 3 toont de cumulatieve frequentiedistributies van de influent- en effluentconcentraties voor de variabelen CZV, ZS, TN en TP.

Zo goed als alle CZV effluentconcentraties (honderd procent respectievelijk 99 procent) blijken volgens Figuur 3 te voldoen aan de versoepelde Vlaamse norm en de strengere Nederlandse IIIb norm. Drie procent van de ZS effluent concentra-



Figuur 2: Indeling van rietvelden in Vlaanderen volgens type.

ties voldoet niet aan de Vlaamse norm, voor de Nederlandse IIIb norm stijgt dit tot zes procent. Wellicht zijn deze overschrijdingen te wijten aan abnormale omstandigheden of technische problemen aangezien het tachtig procent percentiel 13 mg ZS L⁻¹ bedraagt.

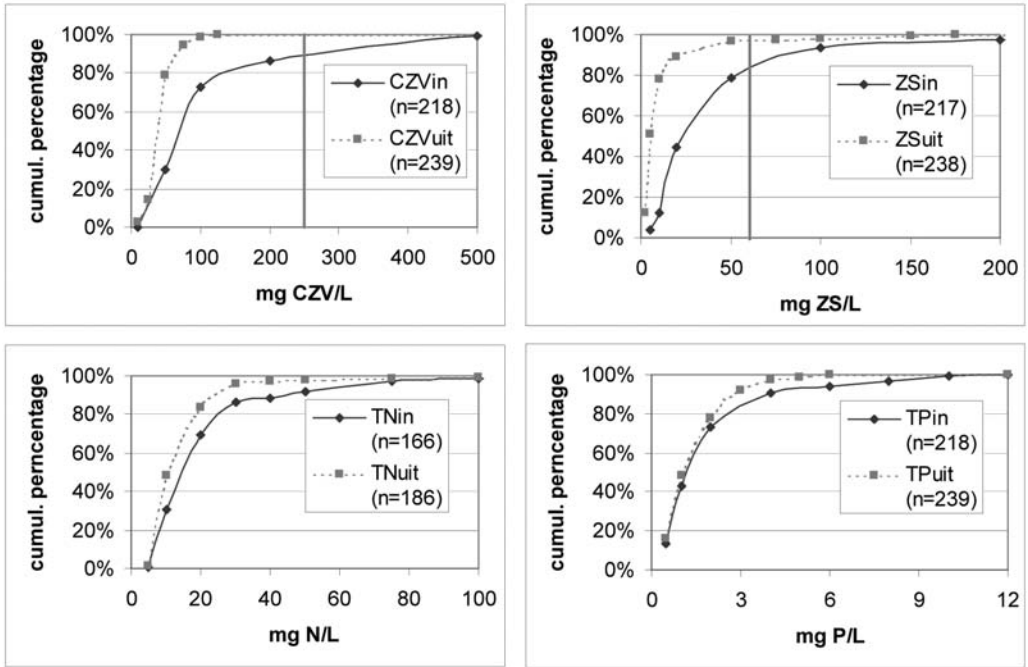
Zoals eerder vermeld zijn er geen nutriëntenbeperkingen in Vlaanderen voor dit type van zuiveringsinstallaties. Vergeleken met de Nederlandse IIIb norm blijken vier procent respectievelijk 28 procent van alle effluentmonster concentraties boven de TN en TP norm te bevatten.

Er dient zeker ook op gewezen te worden dat meer dan tachtig procent van de influentmonsters reeds voldoet aan de normen voor CZV en ZS. Dit is in hoofdzaak te wijten aan de gemengde rioleringsstelsels en de daaruit voortvloeiende verdunning door regen- en runoff-water. Het was in de voorgaande eeuw zelfs niet ongebruikelijk om drainagebuizen en zelfs open grachten aan te sluiten op een rioolbuis, wat natuurlijk tot extreme verdunningen kan leiden.

Verwijdering van chemische zuurstofvraag en zwevende stoffen blijkt op basis van Figuur 3 efficiënter plaats te grijpen, dan deze van stikstof en fosfor. Dit wordt bevestigd door de gemiddelde verwijderingsefficiënties: 61 procent en 75 procent voor CZV en ZS versus 31 procent en 26 procent voor TN en TP.

Twee mogelijke verklaringen kunnen hiervoor opgegeven worden. Enerzijds zijn de lage verwijderingsefficiënties vaak te wijten aan de overmatige aanvoer van regen- en oppervlaktewater. Dat resulteert in een te hoge hydraulische en een te lage organische belasting. Anderzijds blijken sommige rietvelden echter organisch overbelast te zijn door sterk geconcentreerd afvalwater van plaatselijke KMO's.

Operationele problemen zijn hoofdzakelijk gerelateerd aan de hydraulische constructies en aan een gebrek aan toezicht. Een foute inschatting van de influentdebieten tijdens de ontwerpfase zorgt



Figuur 3: Cumulatieve frequentiedistributies van de influent- en effluentconcentraties van 12 vloei-rietvelden in Vlaanderen voor de variabelen CZV, ZS, TN en TP. De verticale lijnen geven de effluentnormen voor kleinschalige waterzuiveringsinstallaties uit VLAREM II (1995) aan.

namelijk in een aantal gevallen voor een vroegtijdige werking van de overstortdrempel, waardoor een grote hoeveelheid afvalwater ongezuiverd in de ontvangende waterloop verdwijnt. De drempel kan achteraf vaak niet meer opgehoogd worden, omdat dit opstuwning in de riool veroorzaakt, met het nodige gevaar voor overstromingen tijdens hevige regenbuien.

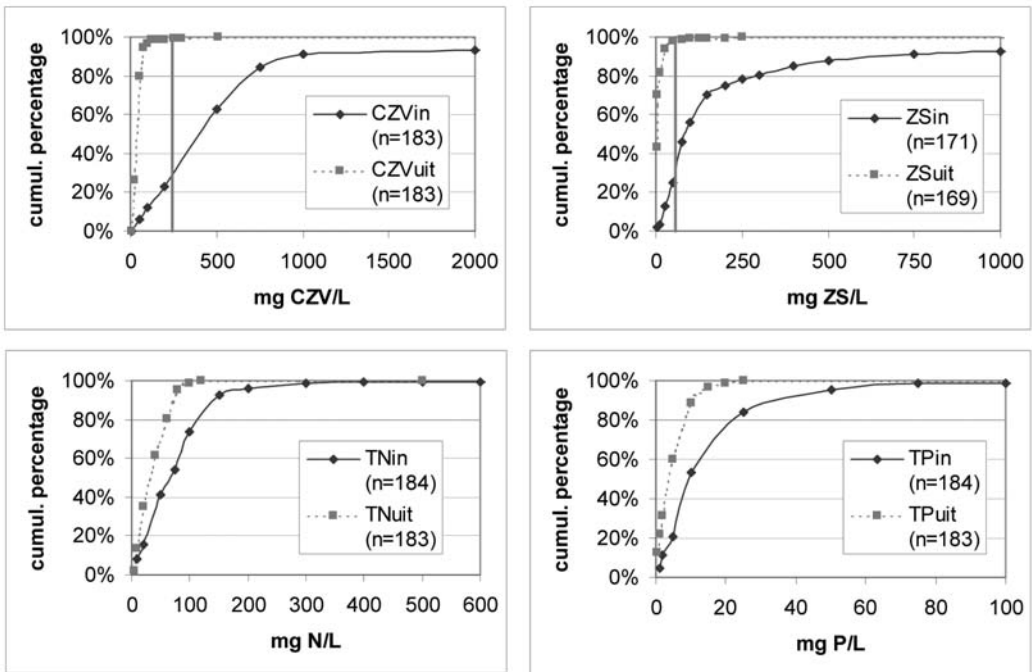
Een tweede probleem resulteert uit een gebrek aan kennis inzake het noodzakelijke onderhoud voor dergelijke zuiveringssystemen. Na de aanleg worden de vloeivelden immers vaak overgedragen aan een gemeentelijke of provinciale overheid, die weinig ervaring en kennis in huis heeft inzake rietvelden. Bij velen leeft ook de misvatting dat 'natuurlijke' systemen zichzelf wel zullen instandhouden en geen onderhoud nodig hebben. Verstopte grofroosters en compleet dichtgeslibde voorbezinkingsvijvers zijn daarom spijtig genoeg een veel voorkomend euvel (Rousseau, 1999; Rousseau *et al.*, 1999).

Percolatievelden

In percolatierietvelden doorstroomt het afvalwater het systeem in verticale richting, zodat deze rietvelden als een klassieke, maar begroeiende bodemfilter kunnen worden beschouwd. Drainagebuizen op 1 tot 1,5 meter diepte voeren het gezuiverde water af. Biologische verwijdering van afvalstoffen gebeurt door micro-organismen die zich op het substraat en op de wortels ontwikkelen. Daarnaast staan ook fysische (onder meer filtratie en adsorptie) en chemische processen (zoals precipitatie en redoxreacties) in voor pollutiereductie.

Percolatierietvelden zijn vrij gangbaar in Europa, omdat ze met minder oppervlakte toch een heel goede effluentkwaliteit behalen. Deze eigenschappen stonden mee aan de basis van de opgang van deze zuiveringssystemen in Vlaanderen (Figuur 2).

Het kleinste percolatierietveld in de databank blijkt gedimensioneerd te zijn voor 4 IE terwijl het grootste opnieuw het plafond van 2.000 IE bereikt. De



Figuur 4: Cumulatieve frequentiedistributies van de influent- en effluentconcentraties van 7 percolatierietvelden in Vlaanderen voor de variabelen CZV, ZS, TN en TP. De verticale lijnen geven de effluentnormen voor kleinschalige waterzuiveringsinstallaties uit VLAREM II (1995) aan.

gemiddelde oppervlakte bedraagt 3,8 m² IE⁻¹, met een gemiddelde investeringskost van 507 euro IE⁻¹. De overgrote meerderheid (28 van de 34 rietvelden) heeft een totale oppervlakte lager dan tachtig vierkante meter. Beperkte gegevens inzake aanlegkosten wijzen opnieuw in de richting van schaalvoordeel: de investeringskost per IE daalt significant naarmate de totale capaciteit van het systeem stijgt.

Gewoonlijk worden verschillende parallelle velden gebruikt, zodat deze afwisselend bevoeid kunnen worden en tussendoor de tijd krijgen om enigszins uit te drogen, zuurstof in de poriën toe te laten en het weerhouden organisch materiaal af te breken. De bevoeiing is in de meeste gevallen ook gepulseerd. Dit om de reëratie van de bedden te optimaliseren.

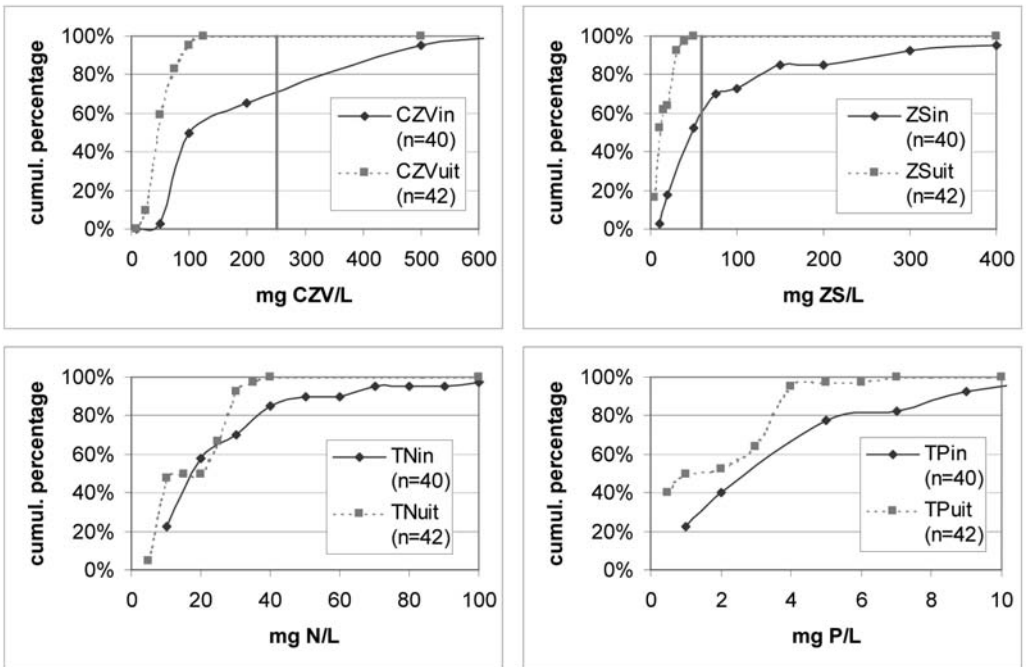
Informatie omtrent het gebruikte filtermateriaal is slechts beperkt voorhanden, maar grof zand schijnt het meest gebruikt te worden, al dan niet in combinatie met één of meerdere toeslagstoffen om nutriëntenverwijdering te bevorderen. Zo

wordt in een aantal gevallen stro gebruikt als extra koolstofbron voor het denitrificatieproces en werden gebluste kalk of ijzerkrullen toegevoegd om de fosforabsorptie te stimuleren.

Dertien percolatierietvelden zuiveren uitsluitend huishoudelijk afvalwater terwijl twintig andere een mengsel van huishoudelijk en zuivelafvalwater behandelen. Tenslotte werd nog één rietveld aangelegd op een proefhoeve en dit systeem zuivert zowel huishoudelijk afvalwater als restwater van de tuinbouwpraktijk als niet-toxisch afvalwater van het laboratorium.

Slechts van zeven percolatievelden werden gedetailleerde influent- en effluentdata teruggevonden. Figuur 4 geeft een overzicht van de cumulatieve frequentiedistributies van CZV, ZS, TN en TP in influent zowel als effluent.

Meer dan 99 procent van de CZV en meer dan 98 procent van de ZS effluentconcentraties voldoen



Figuur 5: Cumulatieve frequentiedistributies van de influent- en effluentconcentraties van twee wortelzonierietvelden in Vlaanderen voor de variabelen CZV, ZS, TN en TP. De verticale lijnen geven de effluentnormen voor kleinschalige waterzuiveringsinstallaties uit VLAREM II (1995) aan.

aan de Vlaamse versoepelde normen. Zo'n 97 procent respectievelijk 95 procent voldoet aan de strengere Nederlandse IIIb normen voor CZV en ZS. Een klein aantal uitschieters zijn waarschijnlijk opnieuw veroorzaakt door abnormale omstandigheden of defecten. Achtenveertig procent van de TN en 31 procent van de TP effluent concentraties blijken te voldoen aan de Nederlandse IIIb normen.

In vergelijking met de vloeivelden zijn de influentconcentraties duidelijk hoger. Een deel van rietvelden, opgenomen in Figuur 4, zuivert inderdaad uitsluitend huishoudelijk afvalwater. Het betreft namelijk ééngenozsystemen waar het regenwater volledig gescheiden wordt afgevoerd.

Gemiddelde verwijderingsefficiënties zijn zonder meer goed te noemen en bedragen 94 procent voor CZV, 98 procent voor ZS, 52 procent voor TN en zeventig procent voor TP.

De belangrijkste verstoring factor blijkt verstopping te zijn. Bij sommige percolatierietvelden is dit te wijten aan het gemengde rioleringsstelsel en de daaruit voortvloeiende overmatige aanvoer van zwevende stoffen tijdens regenbuien. Dit probleem blijkt zelfs dermate hardnekkig dat Aquafin NV onlangs besloten heeft om dit type van zuiveringsrietveld niet meer in te zetten in gebieden met gemengde rioleringsstelsels.

Een tweede oorzaak van verstopping kan een organische overbelasting zijn. Hierdoor krijgen de rietvelden onvoldoende tijd om het geaccumuleerde materiaal af te breken. Andere belangrijke factoren zijn een slechte keuze van het matrixmateriaal (bijv. te fijn zand) of een ongelijke verdeling van het afvalwater over het bedoppervlak, waardoor bepaalde zones overbelast worden.

Wortelzonevelden

In een wortelzonerietveld stroomt het afvalwater in horizontale richting door de bodem en blijft daarbij onder het bodemoppervlak. In- en uitlaat worden opgevuld met grind, zodat een goede verdeling van het afvalwater over de volledige breedte mogelijk wordt. De zuiverende werking berust op dezelfde principes als deze van een percolatierietveld

Wortelzonevelden zijn minder in zwang als enige zuiveringstrap in Vlaanderen. Ten gevolge van de

eerder besproken verstoppingsproblemen bij percolatievelden verschuift de aandacht echter meer en meer naar dit concept.

Twee wortelzonevelden werden teruggevonden en opgenomen in de databank. Het systeem in Hasselt-Kiewit werd opgestart in 1999, heeft een ontwerpcapaciteit van 152 IE en behandelt huishoudelijk afvalwater op een oppervlakte van 896 vierkante meter. Sinds 2001 zuivert een 350 IE rietveld in Zemst-Kesterbeek eveneens huishoudelijk afvalwater op een oppervlakte van 1.300 m². Tengevolge van de acht parallelle bedden enerzijds en wat extra aandacht voor educatieve aspecten anderzijds, is het systeem van Hasselt-Kiewit veruit het duurst met een investeringskost van 1.636 euro IE⁻¹. De investeringskosten in Zemst-Kesterbeek waren veel lager, met name 879 euro IE⁻¹.

In Zemst-Kesterbeek vloeit het afvalwater eerst door een gecompartmenteerde sedimentatie-unit voor primaire zuivering en vervolgt daarna zijn weg door twee parallelle bedden. Het Hasselt-Kiewit systeem bestaat uit een voorbezinkings-sloot, gevolgd door acht parallelle bedden. In tegenstelling tot wat de vakliteratuur meestal aanraadt, werden alle bedden ontworpen met een L/B verhouding die groter is dan 1 en worden ze pulserend belast. Hasselt-Kiewit is een uitzondering in die zin dat meer dan één plantensoort aangeplant werd. Alle bedden werden gevuld met gewassen grind met een diameter tussen 5 en 10 millimeter.

Figuur 5 toont opnieuw de cumulatieve frequentiedistributies van CZV, ZS, TN en TP in influent zowel als effluent. De curves geven duidelijk aan dat CZV en ZS concentraties van alle effluentmonsters voldoen aan de VLAREM II (1995) normen en dat 95 procent respectievelijk 93 procent voldoet aan de Nederlandse IIIb normen. Drieënnegentig procent van de stikstof en 52 procent van de fosfor effluentconcentraties voldoen eveneens aan de Nederlandse IIIb norm.

Op basis van gemiddelde concentraties werden volgende prestaties gevonden: 72 procent voor CZV, 86 procent voor ZS, 33 procent voor TN en 48 procent voor TP. De prestaties zijn zowat intermedi-

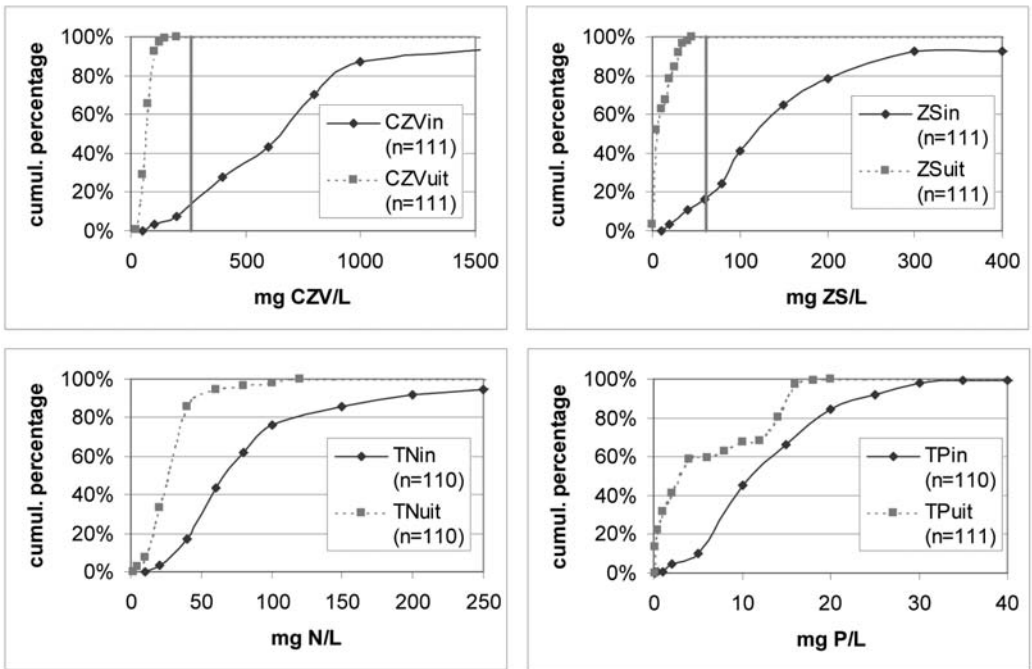
air tussen deze van de percolatie- en de vloeivelden. Onderhoudsproblemen hadden vooral te maken met verstopte inlaatzones en de daaruit voortvloeiende bovengrondse waterstroming. Een mogelijke verklaring hiervoor ligt bij de hoge L/B verhoudingen, waardoor de inlaatzones overbelast worden en de poriën zich snel opvullen met particulier materiaal.

Meertrapssystemen

Verskillende auteurs hebben aangetoond dat een combinatie van verschillende types rietvelden niet alleen een verhoogde flexibiliteit, maar ook een verhoogde efficiëntie levert (bv. Radoux *et al.*, 2000; Gómez Cerezo *et al.*, 2001). De meest gangbare combinatie in Vlaanderen bestaat uit één of meerdere parallelle percolatievelden, gevolgd door één of meerdere wortelzonevelden. De achterliggende redenering is dat percolatievelden vooral nitrificatie bevorderen en wortelzonevelden vooral denitrificatie, zodat deze combinatie de

potentiële TN-verwijdering optimaal benut. Elf meertrapssystemen (Figuur 2) werden opgespoord en in de databank opgenomen. Hun ontwerp-capaciteit varieert van 5 tot 750 IE, met een gemiddelde oppervlakte van ruim 5 m² IE⁻¹ en een gemiddelde investeringskost van 919 euro IE⁻¹. Opnieuw kon economisch schaalvoordeel aange-toond worden: grotere systemen kosten beduidend minder per IE.

Negen van deze gecombineerde rietveldsystemen zijn van het percolatie-wortelzone type, één bestaat uit een vloeiveld-percolatieveld combinatie en de laatste bestaat uit twee wortelzonevelden in serie. Analoog aan de voorgaande types rietvelden blijken de meeste gecombineerde systemen uitsluitend huishoudelijk afvalwater te zuiveren (9 van de 11). Eén systeem behandelt echter een mengsel van huishoudelijk afvalwater en reinigingswater van een paardenstal en de laatste zuivert afvalwater van een nertskeverij.



Figuur 6: Cumulatieve frequentiedistributies van de influent- en effluentconcentraties van 6 meertrapsrietvelden in Vlaanderen voor de variabelen CZV, ZS, TN en TP. De verticale lijnen geven de effluentnormen voor kleinschalige waterzuiveringsinstallaties uit VLAREM II (1995) aan.

Cumulatieve frequentiedistributies van het influent en effluent zijn terug te vinden in Fig. 6. CZV effluentconcentraties liggen met een maximale concentratie van 160 mg L^{-1} , allemaal ruim onder de Vlaamse 250 mg L^{-1} norm en meer dan 97 procent voldoet ook aan de Nederlandse IIIb norm. Voor ZS werd een maximale effluentconcentratie van 44 mg L^{-1} genoteerd, zodat alle monsters voldoen aan de Vlaamse norm en 92% voldoen aan de Nederlandse IIIb norm. Wat de nutriëntenconcentraties in het effluent betreft, blijkt dat slechts 47 procent van de TN en 41 procent van de TP concentraties onder de Nederlandse IIIb norm liggen.

De gemiddelde performantie bedraagt 91 procent voor CZV, 94 procent voor ZS, 65 procent voor TN en 52 procent voor TP. Meertrapssystemen schijnen dus inderdaad de beste verwijdering van stikstof te bekomen door het compenseren van elkaars zwakke kanten.

Om voor de hand liggende redenen zijn de onderhoudsproblemen analoog als deze van de percolatie- en wortelzonierietvelden op zich en dus voornamelijk gerelateerd aan verstoppingsverschijnselen.

Discussie

Organisatie en wetgeving

Kleinschalige waterzuivering blijft om velerlei redenen een heet hangijzer in Vlaanderen met regelmatige discussies over de verantwoordelijkheden van de verschillende (semi)overheidsinstanties en de daaruit resulterende debatten over de inplantingsplaats van kwzi's, over de keuze inzake zuiveringstechnologie en over de organisatie van het onderhoud en het opvolgen van de effluentkwaliteit.

Twee andere zwakke punten vinden hun oorsprong in de milieuwetgeving en in het handhavingsbeleid. Ten eerste zijn de effluentnormen voor kwzi's en iba's veel te soepel en bieden ze geen noemenswaardige bescherming aan kwetsbare aquatische ecosystemen. De lezer wordt opnieuw verwezen naar Tabel 1, die duidelijk aantoont dat de Vlaamse effluentnormen voor kleinschalige zuiveringssystemen tot de soepelste in Europa behoren.

Gelukkig produceren de meeste rietvelden een effluent met een kwaliteit die de minimum doelstellingen aanzienlijk overstijgt. Niettemin lijkt het aangewezen om de huidige emissienormen te vervangen door immissiegebaseerde normen, waarbij rekening gehouden wordt met de draagkracht van het aquatisch ecosysteem waarin wordt geloosd (Vanrolleghem, 2003). Welbekende voorbeelden zijn de 'Total Maximum Daily Load', zoals toegepast in de VSA (Shanahan *et al.*, 1998) of de percentiel-benadering van het Verenigd Koninkrijk (www.environment-agency.gov.uk).

Ten tweede heeft het weinig zin om effluentnormen uit te vaardigen als er geen noemenswaardige controle op wordt uitgevoerd. Een centraal registratiepunt zou eerst voor een volledige inventarisatie van kwzi's en iba's moeten zorgen en vervolgens gepaste monitoringschema's opstellen, waarbij uiteraard wel een kosten-baten afweging moet worden gemaakt. Op dit moment wordt er ook gewerkt aan een certificatiesysteem voor iba's. Dat moet toch reeds een minimum aan performantie garanderen (Maes, 2000). Niettemin kunnen ook gecertificeerde zuiveringsinstallaties ondermaats presteren als ze niet voldoende onderhouden worden.

Ontwerp- en investeringskosten

Tabel 2 bevat een overzicht van de gemiddelde oppervlaktevraag, de gemiddelde investeringskosten en de gemiddelde ontwerpcapaciteit van de verschillende types artificiële moerassen.

Vloevelden nemen duidelijk het meest oppervlak in beslag, terwijl de percolatierietvelden slechts de helft van deze oppervlakte beslaan per IE. Toch is de gemiddelde oppervlaktevraag beduidend kleiner dan deze beschreven door Boller (1997), met name $7\text{-}12 \text{ m}^2 \text{ IE}^{-1}$. De waarden stemmen wel vrij goed overeen met deze opgegeven door AMINAL (1998): 5 tot $10 \text{ m}^2 \text{ IE}^{-1}$ voor vloevelden, 3 tot $5 \text{ m}^2 \text{ IE}^{-1}$ voor wortelzonevelden en minstens $5 \text{ m}^2 \text{ IE}^{-1}$ voor percolatievelden.

Het grootste vloeiveld in Vlaanderen heeft een oppervlakte van één hectare. Dit is miniem in vergelijking met de mediane waarde van meer dan veertig hectaren voor Noord-Amerikaanse vloeivelden.

velden vermeld door Kadlec (1995). Het percolatierietveld in Rillaar is het grootste van Vlaanderen (2.000 IE) en beslaat een totale oppervlakte van 1,2 hectaren.

De gemiddelde investeringskosten in Tabel 2 dienen met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden. De kwaliteit van de gegevens in de databank is namelijk zeer variabel. Gelijkaardige problemen werden bijvoorbeeld ook door Knight *et al.* (1993) gesignaleerd. De beschikbare data lijken er niettemin op te wijzen dat vloeivelden het goedkoopst in aanleg zijn, wat grotendeels te wijten is aan de lage technische vereisten en het vermijden van PE-folie voor afdichting.

Wortelzonevelden lijken het duurst te zijn, al kan dit moeilijk hard gemaakt worden, daar er slechts twee waarden beschikbaar waren voor de berekening. Investeringskosten opgegeven door AMINAL (1998) blijken eerder aan de lage kant te liggen voor vloeivelden (150 tot 300 euro IE⁻¹) en aan de hoge kant voor wortelzone- en percolatievelden (600 tot 2100 euro IE⁻¹).

Een terugkerende vaststelling is deze van het 'schaalvoordeel', t.t.z. de kost per IE daalt naarmate de totale ontwerpcapaciteit van de zuiveringsinstallatie toeneemt. Dit blijkt een gemeenschappelijke karakteristiek van de meeste kwzi's, aangezien Boller (1997) gelijkaardige trends beschrijft voor rietvelden, zowel als stabilisatievijvers, biorotoren, biofilters et cetera. Dezelfde auteur rapporteert ook een opvallende stijging in de investeringskosten voor kwzi's kleiner dan 200 IE, wat overeenstemt met de bevindingen van deze studie.

Percolatievelden blijken de laagste gemiddelde ontwerpcapaciteit te hebben. Zij worden inderdaad vaak ingezet als iba voor één enkele woning en als zuiveringssysteem voor reinigingswater van een melkinstallatie. Dat zijn vaak lozingen kleiner dan 20 of zelfs 10 IE. Meertrapssystemen blijken gemiddeld de grootste capaciteit te hebben.

Beoordeling van de prestaties

De influentconcentraties van de vloerrietvelden blijken de laagste te zijn, in vergelijking met de andere types rietvelden. Op de voet gevolgd door deze van de wortelzonierietvelden. Dit is hoofdzakelijk te wijten aan het feit dat alle vloeivelden en wortelzonevelden afvalwater aangeleverd krijgen via een gemengd rioleringsstelsel, terwijl bij de andere types rietvelden het aandeel afvalwater uit een gescheiden rioleringsstelsel significant is.

De laagste gemiddelde effluentconcentraties aan CZV en ZS werden teruggevonden bij de percolatierietvelden, wat waarschijnlijk te wijten is aan een combinatie van aëratiecapaciteit en fysieke filtratie. Nutriëntenconcentraties blijken daarentegen het laagst te zijn in de effluenten van de vloerrietvelden. Dit kan echter volledig toegeschreven worden aan de reeds zeer lage influentconcentraties.

Vloerrietvelden schijnen over heel de lijn het laagst te scoren (CZV 61 procent, ZS 75 procent, TN 31 procent en TP 26 procent). Hiervoor kunnen verschillende redenen aangehaald worden. Allereerst liggen de influentconcentraties van sommige vloeivelden reeds zo dicht in de buurt van de achtergrondconcentraties, dat een verdere verwijdering

Tabel 2: Gemiddelde oppervlaktevraag (in m² IE⁻¹), investeringskosten (in euro's IE⁻¹) en ontwerpcapaciteit (als IE) van de verschillende types artificiële moerassen in Vlaanderen.

	Gemiddelde oppervlaktevraag (in m ² IE ⁻¹)	Gemiddelde investeringskosten (in IE ⁻¹)	Gemiddelde ontwerpcapaciteit (in IE)
Vloeivelden	7.0	392	201
Percolatievelden	3.8	507	158
Wortelzonevelden	4.8	1,258	251
Meertrapssystemen	5.0	919	272

slechts zeer moeizaam verloopt. Kadlec (1995) vermeldt bv. CZV achtergrondconcentraties in de buurt van 30 tot 100 mg CZV L⁻¹.

Een tweede mogelijke oorzaak beschreven door Kadlec (1997) is de vaak vastgestelde positieve relatie tussen de organische belasting en de verwijderingsefficiëntie, d.w.z. dat de efficiëntie stijgt met een stijgende influentbelasting. Het sterk verdunde influent dat bij vloeivelden dikwijls waargenomen wordt, zou dus aanleiding geven tot een suboptimale performantie.

Tenslotte geven Verhoeven en Meuleman (1999) nog een goede verklaring gebaseerd op diffusielimitatie. De belangrijkste processen hierbij spelen zich namelijk af in het sediment, terwijl het afvalwater net over dit sediment stroomt. Opgeloste nutriënten moeten dus eerst naar het sediment diffunderen, wat een fundamenteel traag proces is.

Percolatierietvelden blijken daarentegen de beste prestaties te leveren (CZV 94 procent, ZS 98 procent, TN 52 procent en TP 70 procent), op stikstofverwijdering na, waar de gecombineerde systemen nog iets beter scoren (CZV 94 procent, ZS 98 procent, TN 65 procent en TP 70 procent). Een verwaarloosbaar aantal uitbijters niet te na gesproken, blijken alle types rietvelden een effluent te produceren dat de minimum kwaliteitsdoelstellingen uit VLAREM II (1995) voor kleinschalige waterzuiveringsinstallaties gevoelig overtreft. Ondanks het feit dat er in Vlaanderen geen nutriëntenbepalingen opgelegd worden, blijken vele rietvelden toch een significante hoeveelheid stikstof (31-65 procent) en fosfor (26-70 procent) te verwijderen. Desalniettemin blijkt dit meestal niet genoeg om aan de Nederlandse IIIb normen te voldoen.

De meest voorkomende operationele problemen bij deze groene technologieën hebben tot nog toe te maken met verstoppingsverschijnselen, een probleem waar reeds veel onderzoek naar werd verricht (o.a. Platzer & Mauch, 1997; Blazejewski & Murat-Blazejewska, 1997; Langergraber *et al.*, 2002). Behalve enkele wijzigingen qua ontwerp, lijkt dit probleem fundamenteel slechts opgelost te kunnen worden door de aanleg van gescheiden roteringsstelsels.

Onderhoud tenslotte - of beter het gebrek eraan - is één van de belangrijkste pijnpunten, wat duidelijk aangetoond wordt door de vele rietvelden die suboptimaal werken door slibopstapeling, door verstopte grofroosters en door rietvelden waar de rietplanten overwoekerd worden door onkruiden. Boller (1997) rapporteerde eveneens dat een gebrek aan degelijk opgeleide operatoren vaak als belangrijkste reden aangewezen wordt voor het falen van kleinschalige zuiveringsinstallaties.

Er moet dringend een mentaliteitswijziging komen, waardoor rietvelden niet langer als een soort 'bouwen-en-vergeten' oplossing beschouwd worden (Cooper *et al.*, 1996). Lokale overheden en andere eigenaars moeten ook beter geïnformeerd worden over de aard en de frequentie van de vereiste onderhoudstaken en overtuigd worden van de noodzaak ervan.

Conclusies

Het aantal natuurlijke systemen voor afvalwaterzuivering in Vlaanderen kende het laatste decennium een exponentiële toename en door het vele aantal kleinschalige lozingen die nog op zuivering wachten, lijkt deze trend zich zeker door te zullen zetten. Het oudste rietveld dateert reeds uit 1986 en is nog steeds functioneel, alhoewel reeds enkele ingrijpende onderhoudswerken moesten worden uitgevoerd.

De ontwerpcapaciteiten variëren tussen 1 en 2.000 IE, alhoewel de overgrote meerderheid van de rietvelden een capaciteit heeft die lager is dan 500 IE. Bijna alle systemen werden beplant met gewoon riet (*Phragmites australis*); andere macrofyten zijn eerder uitzondering dan regel. Zowel vloeivelden, percolatievelden als wortelzonevelden werden aangelegd, als enige zuiveringstrap dan wel als onderdeel van een meertrapsysteem. Ze behandelen hoofdzakelijk huishoudelijk afvalwater en spelwater van melkhuysjes, alhoewel er ook een aantal minder voor de hand liggende toepassingen zijn, zoals afvalwater van dierenkooien en stallen, restwater van een tuinbouwbedrijf, afvalwater van een palingkwekerij en een nertskwekerij et cetera.

Vloeirietvelden vertonen de laagste gemiddelde verwijderingsefficiënties, wat bijna volledig kan toegeschreven worden aan het zeer sterk verdun-

de influent dat door het gemengde riolerings-systeem wordt aangeleverd. De beste efficiëntie wordt door de percolatierietvelden geleverd, met uitzondering van de stikstofverwijdering waar de meertrapsystemen nog wat beter scoren.

Dit bewijst nog maar eens dat een combinatie van verschillende rietveldtypes bepaalde zuiveringsprocessen kan optimaliseren door elkaars zwakke punten te compenseren en elkaars sterke kanten uit te buiten. Ondanks de waargenomen nutriëntenverwijdering bevatten vele effluënten nog steeds relatief hoge concentraties aan stikstof en fosfor, waardoor eutrofiëring van de ontvangende waterloop een tastbaar gevaar is.

Om de toepassing van deze 'groene' zuiveringstechnologieën te stimuleren en te optimaliseren in de nabije toekomst, zou er vooreerst meer relevante informatie toegankelijk gemaakt moeten worden voor rietveldeigenaars omtrent de aard en de frequentie van de vereiste onderhoudswerken. Verder lijkt het meer dan aangewezen om de huidige – veel te soepele – emissiegebaseerde effluentnormen te verlaten en over te schakelen naar immissiegebaseerde normen die adequaat rekening houden met de draagkracht van de ontvangende waterloop. Om deze omschakeling in het beleid tenslotte op te volgen, moet er dringend werk gemaakt worden van een handhavingsbeleid, op basis van een op maat gemaakt monitoringsschema. ■

Dankbetuigingen

De auteurs willen een woord van dank richten tot de vele instanties die bijgedragen hebben tot de opbouw van de databank over natuurlijke systemen voor afvalwaterzuivering, in het bijzonder Aquafin NV, de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), de Administratie Milieu, Natuur en Landinrichting (AMINAL), het Provinciaal Instituut voor Hygiëne Antwerpen (PIH) en de Provinciale Dienst voor Land- en Tuinbouw Oost-Vlaanderen (PDLT).

Referenties

- AMINAL (1998). Inventarisatie van kleinschalige en individuele zuiveringssystemen in Vlaanderen. AMINAL-Afdeling Water en Groep T – Vakgroep Leven, Brussel en Leuven, 156 p.
- AMINAL (2002). Operationale databank. Administratie Milieu, Natuur en Landinrichting – Afdeling Water, Alhambra gebouw, E. Jacquainlaan 20 1000 Brussel.
- Aquafin NV (2003a). Jaarverslag 2002. Aquafin NV, Dijkstraat 8, 2630 Aartselaar (www.aquafin.be), 88 p.
- Aquafin NV (2003b). Operationale databank. Aquafin NV, Dijkstraat 8, 2630 Aartselaar (www.aquafin.be).
- Blazejewski, R. & S. Murat-Blazejewska (1997). Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Science and Technology*, 35(5), 183-188.
- Boller, M. (1997). Small wastewater treatment plants – a challenge to wastewater engineers. *Wat. Sci. Tech.*, 35(6), 1-12.
- Börner T., von Velde K., Gschlössel T., Gschlössel T., Kunst S. & Wissing, F.W. (1998). Germany. In: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. & R. Haberl (Eds). Backhuys Publishers, Leiden, 366 p.
- Cadelli, D., Radoux, M. & Nemcova, M. (1998). Belgium. In: *Vymazal, J., Brix, H.,*

- Cooper, P.F., Green, B. & Haberl, R. (Eds) (1998). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, 366 p.
- Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B. & R.B. Shutes (1996). *Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*, Swindon, UK, Water Research Centre.
 - De Backer, L. (2000). *Wetgeving i.v.m. kleinschalige waterzuivering – Verleden, heden en toekomst*. Samenvatting KVIV studiedag Kleinschalige Waterzuivering, 18 mei 2000, Antwerpen.
 - Debets F. (2000). *IBA-toepassingen in Nederland*. In: Samenvattingen KVIV studiedag Kleinschalige waterzuivering. Technologisch Instituut, Antwerpen.
 - Duyck, H. (2003). *Kleinschalige zuivering van afvalwater met rietvelden*. Scriptie voorgedragen tot het behalen van het diploma Gediplomeerde in de Aanvullende Studies Milieuwetenschappen en -Technologieën, Faculteit landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent, 60 p. + bijlagen.
 - Fornoville, B., Huybrechts, L., Mussche, G., Nuyts, H., Roebben, J. & Van Kerkhove, J. (1998). *Kleinschalige waterzuivering: Evaluatie zuiveringsrendement gedurende de winterperiode*. Scriptie Aanvullende Studie in de Milieuwetenschap, Universiteit Antwerpen, 150 p.
 - Gómez Cerezo, R., Suárez, M.L. & Vidal-Abarca, M.R. (2001). *The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain*. *Ecological Engineering* 16 (2001), 501 – 517.
 - Haberl R., Perfler R., Laber J. & Grabher, D. (1998). *Austria*. In: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. & R. Haberl (Eds). Backhuys Publishers, Leiden, 366 p.
 - Kadlec, R.H. (1995). *Overview: surface flow constructed wetlands*. *Water Science and Technology*, 32(3), 1-12.
 - Kadlec R.H. (1997). *Deterministic and stochastic aspects of constructed wetland performance and design*. *Water Science and Technology*, 35(5), 149-156.
 - Kempa E.S. (2001). *Stand der Abwasserbehandlung im ländlichen Raum und rechtliche Anforderungen in Polen*. In: *Forschungsansätze und Ergebnisse des Verbunprojektes Bewachsene Bodenfilter*, Fehr G. (Ed). Schriftenreihe Förderkreis Bildung Umweltschutz e.V., Duitsland.
 - Knight, R.H., Ruble, R.W., Kadlec, R.H. & S. Reed (1993). *Wetlands for wastewater treatment: performance database*. In: Moshiri G.A. (Ed). *Constructed wetlands for water quality improvement*, Lewis Publishers, Boca Raton, 632 p.
 - Kowalik P. & H. Obarska-Pempkowiak (1998). *Poland*. In: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. and R. Haberl (Eds). Backhuys Publishers, Leiden, 366 p.
 - Kucera J. (2001). *Rechtliche Bedingungen für die Errichtung und den Betrieb von Wurzelraumkläranlagen in der Tschechischen Republik*. In: *Forschungsansätze und Ergebnisse des Verbunprojektes Bewachsene Bodenfilter*, Fehr G. (Ed). Schriftenreihe Förderkreis Bildung Umweltschutz e.V., Duitsland.
 - Langergraber, G., Haberl, L., Laber, J. & A. Pressl (2002). *Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands*. In: *Proceedings 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 16-19 September 2002, Arusha, Tanzania, 214-228.

- Linde L.W. & R. Alsbro (2000). Ekeby wetland – the largest constructed SF wetland in Sweden. In: 7th International Conference on wetland systems for water pollution control. University of Florida, Florida, Verenigde Staten, 1101-1109.
- Maes, H. (2000). Certification of private and small-scale wastewater treatment plants. In: Small-scale wastewater treatment, Technological Institute, Antwerp. (in Dutch).
- MIRA-T (2002). Milieu- en Natuurrapport Vlaanderen: Thema's. Garant, Antwerpen, 388 pp.
- Platzer, C. & Mauch, K. (1997). Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and ... solutions? *Water Science and Technology*, 35(5), 175-181.
- Raad van de Europese Gemeenschap (2000). Richtlijn 2000/60/EC van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader van communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. *Europees Publicatieblad*, L327, 1-72.
- Rausch, K., Decraene, R. & Geenens, D. (2000). Proefproject Individuele waterzuiveringssystemen in de gemeente Bierbeek – eerste evaluatierapport. 108 pp.
- Radoux, M., Cadelli, D., Nemcova, M., Ennabilli, A., Ezzahri, J. & M. Ater (2000). Optimisation of natural wastewater treatment technologies in the MHEA® experimental centre in M'Diq, Mediterranean coast of Morocco. *Proceedings 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, November 11-16, 2000, Lake Buena Vista, Florida, 1145-1152.
- Rousseau, D. (1999). Monitoring en modellering van vloeirietvelden. Scriptie voorgedragen tot het behalen van de graad van bio-ingenieur in de Faculteit landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent, 124 p. + bijlagen.
- Rousseau, D., Goethals, P., Meirlaen, J., Verboven, J., Vanrolleghem, P. & De Pauw, N. (1999). Monitoring and modeling of free-water-surface constructed wetlands. *Gent. Med. Fac. Landbouw Univ. Gent*, 64/5a, 191-196.
- Shanahan, P., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Somlyódy, L. & P.A. Vanrolleghem (1998). *River Water Quality Model No. 1 (RWQM1): I. Modelling approach*. *Water Science and Technology*, 43(5), 1-9.
- Sundblad K. (1998). Sweden. In: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. & R. Haberl (Eds). Backhuys Publishers, Leiden, 366 p.
- VLAREM II (1995). Besluit van de Vlaamse Regering van 01/06/95 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne. *Belgisch Staatsblad* 31/07/95.
- Vandaele, S., Thoeve, C., Van Eygen, B. & De Guedre G. (2000). *SWWTP's in Flanders (Belgium): standard approach and experiences with constructed reed beds*. *Water Science & Technology* 44(1):57-63.
- Vanrolleghem P.A. (2003) Scharnieren van "emissie" naar "immissie" - Het belang van de integrale aanpak van de afvalwaterketen. *Afvvalwaterwetenschap*, jaargang 2, nr. 1, 33-52.
- Verhoeven, J. T. A. and A. F. M. Meuleman (1999). *Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations*. *Ecological Engineering*(12): 5-12.
- VLM (2003). *Inventaris KWZI's*. Vlaamse Landmaatschappij, Gulden Vlieslaan 72, 1060 Brussel (www.vlm.be).
- VMM (2000). *Waterwegwijzer voor architecten – een handleiding voor duurzaam watergebruik in en om de particuliere woning*. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, 79 pp.

- VMM (2001a). Waterwegwijzer voor veehouders – een handleiding voor duurzaam watergebruik in en om de veehouderij. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, 87 pp.
- VMM (2001b). Monitoring kleinschalige waterzuivering door plantensystemen. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, 56 pp.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, B. & Haberl, R. (Eds) (1998). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, 366 p.