

Overstromingen: bedreigingen maar ook kansen voor een integraal waterbeheer

David Nijssen & Patrick Meire

10 mei 2001

127850

Universiteit Antwerpen, departement Biologie, onderzoeksgroep Ecosysteembeheer,
Universiteitsplein 1C, 2610 Wilrijk

1 Inleiding

Het belang van het aquatische systeem, niet alleen voor stof- en energietransport -waar deze lezing voornamelijk over zal gaan- maar ook voor het volledige leven in en om het water, is door velen onderkend en speelt een cruciale rol in een duurzame, kwalitatieve toekomst voor de natuur (Kraal *et al.*, 1993; Higler *et al.*, 1995; Verdonschot *et al.*, 1997).

De zeer sterke verwevenheid en veelheid aan interacties tussen het aquatische en terrestrische die aan de basis liggen van de variatie in leven en dynamiek is echter in vele Vlaamse wateren teniet gedaan. De veelheid aan functies die het oorspronkelijke ecosysteem vervulde, zijn grotendeels gereduceerd tot het snel afvoeren van oppervlaktewater (van der Hoek & Higler, 1993; De Coster, 1998). De overige ecosysteemfuncties werden tot nu toe niet erkend of niet voldoende naar waarde geschat, waardoor rooibouw op en vernietiging van deze functies ongestraft kon gebeuren.

2 Belang van overstromingszones

Een overstromingszone is het volledige gebied dat direct door rivier gerelateerde processen wordt beïnvloed. Dit betekent dat overstromingszones variëren van de smalle oevers met fluctuerende peilen langs bovenlopen tot de volledige valleigron- den langs midden- en benedenlopen van de rivier. Natuurlijke overstromingsgebieden en overstromingen worden tegenwoordig beschouwd als essentiële componenten van het volledige rivierhydrosysteem (Petts & Maddock, 1996).

2.1 Functies van overstromingszones

Volgens het 'flood-pulse concept' wordt de volledige samenstelling van de levensgemeenschap en de energiestromen van het voedselweb drastisch verminderd bij afwezigheid of reductie van overstromingen. Een sleutelement van dit 'flood-pulse concept' is de vrije laterale beweging van de rivier over een graduele littorale zone:

de aquatische biota koloniseert een min of meer brede zone van het overstromingsgebied bij stijgende en hoge waterstanden (voeding, kuit schieten, ...) en bij laag water wordt dit gebied ingenomen door terrestrische organismen. Het vrij laten overstromen van grotere rivieren ondersteunt grotere hoeveelheden fauna en flora, evenals specifiek aangepaste soorten (Bayley, 1991).

2.1.1 Trofische regulatie

De wisselende waterniveaus geven aanleiding tot complexere 'ecotones'. Door overstromingen toe te laten kan een extra variatiebrengende factor ingrijpen op het ecosysteem. Hierdoor zal onder andere een differentiatie ontstaan tussen zones met verschillende overstromingsfrequentie (variëaties in substraat, nutriëntenaanbod, vegetatie en fauna). Pieczynska & Zalewski (1997) concluderen hieruit dat deze heterogene habitats een positieve invloed hebben op de biostabiliteit en dus een belangrijke rol spelen in het functioneren van meren en rivieren.

2.1.2 Biologische en genetische diversiteit

Door bovengenoemde dynamiek ontstaan niches waar specifiek aangepaste soorten zich zullen handhaven. De diversificatie zorgt voor een grotere biologische en genetische diversiteit (Shiel *et al.*, 1998). Gedeeltelijk terugschroeven van de successie door de verstoringseffecten van overstromingen laat het gemeenschappelijk voorkomen toe van gemeenschappen uit diverse successiestadia. Connell (1978) omschreef dit type van verstoringen, die optreden met een intermediaire frequentie en grootte en een toename in diversiteit en soortenrijkdom veroorzaken, in zijn 'intermediate disturbance hypothesis'.

2.1.3 Migratie

Overstromingen kunnen geïsoleerde meanders, plassen en wetlands (tijdelijk) met elkaar verbinden (Amoros *et al.*, 1996) waardoor aquatische organismen zich kunnen voortbewegen (migratie-corridor). Overstromingen leveren niet enkel het substraat (water) dat fungeert als verbinding tussen ecosystemen, het water is dikwijls zelf ook drager van sporen, zaden (Bornette *et al.*, 1998; Nilsson *et al.*, 1999; Gerard, 2000), vislarven (Bos, 1999) en dergelijke ..., en speelt zo een actieve rol als dispersieagens.

2.1.4 Opslag en (re)cyclage van nutriënten

Wetlands, en dus ook vele overstromingsgebieden, behoren tot de meest productieve systemen ter wereld en naast plantengroei is ook sedimentdepositie een belangrijke factor in het vastleggen van nutriënten in overstromingsgebieden. NH_4^+ -N en organische vormen van N en P-concentraties zijn veel hoger in de bodem van overstromingsgebieden. Vooral fosfaten worden geaccumuleerd via sedimentdepositie. In frequent (seizoenal-) overstromde gebieden is de totale jaarlijkse accumulatie door sedimentdepositie gelijk aan de jaarlijkse vegetatieve opname. De cruciale verschillen tussen beide processen zijn de verwijderingsmechanismes (nutriëntverwijdering uit overstromingswater & nutriëntverwijdering uit beworteld substraat) en de duur van nutriëntenretentie (redelijk permanente opslag en seizoensnale opname/decompositie) (Johnston *et al.*, 1984).

2.1.5 Gasuitwisseling met atmosfeer

De creatie van overstromingsgebieden zal, door een vergroting van de overstromde oppervlakte, meer ruimte bieden voor de bentische biochemische processen. Overstromingen verhogen de productie van methaan en verminderen de sink-functie van de bodem (Burke *et al.*, 1999). Het resultaat is dus in vele gevallen een net-toproductie van CH_4 , over een grotere oppervlakte. Nitrificatie en denitrificatie processen treden zowel in het bentische als het aquatische systeem op (de Wilde & de Bie, 2000). Tijdens deze processen kan N_2O geproduceerd worden, hetgeen een belangrijke bijdrage levert aan het broeikas-effect en ozondepletie (Wang *et al.*, 1976). Sommige studies (Ueda *et al.*, 2000) duiden moerasgebieden aan als een 'sink' voor N_2O , doch de meeste auteurs zijn de mening toegedaan dat wetlands een bron zijn voor N_2O . Voornamelijk strek bemeste systemen kennen een hoge productie aan N_2O (McMahon & Dennehy, 1999; Seitzinger & Kroeze, 1998). Dit wil natuurlijk ook zeggen dat wetlands in het algemeen, en overstromingsgebieden specifiek, in een goede stikstofzuivering van het oppervlaktewater kunnen voorzien. De lachgasproductie is daardoor sterk gerelateerd aan de stikstofvracht van het water (Garcia Ruiz *et al.*, 1999). Het aanleggen van een structurele verwijderingscapaciteit is nu en zeker naar de toekomst toe zeer belangrijk, gezien de huidige voorspellingen spreken van een verdubbeling van de vracht aan opgeloste anorganische stikstof tegen 2050 (Kroeze & Seitzinger, 1998).

2.1.6 Oppervlaktewater & overstromingsregulatie

Na de recente overstromingen in Vlaanderen is het pijnlijk duidelijk geworden dat het vroegere waterbeheersingsbeleid heeft gefaald. De kosten van overstromingen lopen al snel hoog op: zo werd de directe schade voor het Maasbekken bij de overstromingen van 20/01/95-06/02/95 geraamd op meer dan 1 miljard BF (Moutier *et al.*, 1999). De prijs van rehabilitatieingrepen moet hiermee vergeleken worden. Het rechte trekken en indijken van rivieren verschuift het probleem van neerslagoverschot stroomafwaarts (Bossu, 1997; Persoons *et al.*, 1997). Bovendien wordt verwacht dat door de optredende Global Change overstromingen steeds frequenter zullen voorkomen (Arnell, 1998; Gilvear & Black, 1999; Kwadijk & Middelkoop, 1994). Het huidige waterbeheer ziet in dat een sterk doorgedreven retentie het enige werkende alternatief is (Lammerant & De Meayer, 2000). Het (al of niet gecontroleerd) toelaten van overstromingen is een methode om oppervlakkige waterafvoer te beperken, of in ieder geval te vertragen. Op basis van geologische data kunnen grote oppervlaktes natuurlijke overstromingszones snel worden gelokaliseerd: de alluviale bodems zijn historische getuigen van frequente inundaties. In beperkte mate kunnen artificieel geconstrueerde wachtbekkens deze functie ook vervullen. De overige functies van het ecosysteem die met een herwaardering van de natuurlijke overstromingszones opnieuw worden vervuld zijn gereduceerd of afwezig bij de artificiële wachtbekkens. Deze wachtbekkens kunnen natuurlijk ingericht worden, doch zullen nooit natuur worden.

2.1.7 Grondwater

De blijvende en continue beschikbaarheid van voldoende water is nu reeds een probleem (Gemeenschap, 1998) en de verwachte klimatologische veranderingen zullen een verdere versterking daarvan betekenen (RLG, 1998). Water is de component

die het meest uitgewisseld wordt tussen de verschillende onderdelen van een hydrosysteem (Amoros *et al.*, 1996). In het concept van een hydrologisch continuüm wijst een gebrek aan waterkwantiteit op een gebrek aan efficiëntie van deze uitwisseling zoals een tekort aan input of een teveel aan export (of beide), zodat de balans uit evenwicht geraakt. Een snelle inzameling en afvoer van oppervlaktewater verkort de verblijftijd van het oppervlaktewater bovenstrooms, waardoor er minder doorsijpeling naar grondwaterlagen optreedt. Naast een verkleining van de natte sectie voor retentiedoelinden (zie 'versmallen dwarsprofiel') kan een brede overstromingszone de afvoersnelheid drastisch doen dalen (zelfde debiet doorheen een zeer brede zone met een hoge ruwheidscoëfficiënt) (Gilvear & Bravard, 1996). Tijdens twee overstromingen in 1998 werden drastische toenames gemeten in de grondwaterflux langs de Seine (Weng *et al.*, 1999).

2.1.8 Bodemvorming

Wanneer een rivier buiten zijn zomerbed treedt, wordt de breedte van de rivier sterk vergroot. De 'eenheid stroomkracht', de sleutelparameter inzake erosie en sedimentatie, is het debiet gedeeld door de breedte (Gilvear & Bravard, 1996). Dit wilt zeggen dat bij een zelfde debiet de kracht van het water plots drastisch kan dalen. Waar het water stroomopwaarts van de overstroming nog voldoende kracht heeft om bodempartikeltjes op te nemen, kunnen deze tijdens een overstroming mogelijks niet meer in suspensie gehouden worden, waardoor ze bezinken (Wyzga, 1999). Dit is een zeer snel proces van bodemvorming: gemiddelden schommelen in Nederland tussen 0.5 en 4 mm per jaar (Middelkoop & Van der Perk, 1989)

2.1.9 Erosiecontrole

Dezelfde processen die bij overstromingszones ervoor zorgen dat er substraat wordt afgezet, zorgen er vanzelfsprekend voor dat er in deze gebieden geen erosie optreedt. Vanzelfsprekend moet ervoor gezorgd worden dat de overstromingszones niet bestaan uit kale akkers. Natuurontwikkeling in deze gebieden lijkt, niet alleen vanwege de frequente verstoringen, maar ook om erosieprocessen tegen te gaan het meest aangewezen landgebruik. Wilgen en helofyten kunnen zich spontaan vestigen in de overstromingszones en zullen de bodem op een natuurlijke wijze fixeren (van Splunder, 1997; Gellen, 1997).

2.1.10 Sedimentretentie

Rivierbekkens vertonen een opvallende verscheidenheid inzake gevoeligheid voor veranderingen in landgebruik. In sommige bekkens verandert de sedimentuitstoot vrijwel niet wanneer grote verschuivingen naar een sterk eroderend landgebruik optreden. Deze 'onvoeligheid' is een maat voor de functie sedimentretentie of de sedimentbufferingscapaciteit. Zo kunnen overstromingszones een belangrijke 'sink' zijn voor o.a. fosfor (Walling, 1999).

2.1.11 Ondersteunende functie, informatiefunctie en productiefunctie

Het kwantitatief reguleren en bevoorraden van het ecosysteem met water en voedsel is een belangrijke functie van de rivier. Menselijke activiteiten als recreatie,

onderzoek, visvangst, landbouw en in bepaalde gevallen zelfs drinkwatervoorziening hangen hier van af. In bepaalde omstandigheden is de combinatie van deze activiteiten met overstromingsgebieden mogelijk. Een ongelimiteerde combinatie en verweving van functies lijkt op dit moment echter utopisch. Zo kan akkerbouw en bewoning moeilijk of niet gecombineerd worden met overstromingsgebieden. Waar functies niet combineerbaar zijn, moeten er doordachte keuzes gemaakt worden. Het is onredelijk om de veelheid van functies die in de bovenstaande paragrafen worden vermeldt te eisen van een watersysteem, zonder het systeem hiervoor de ruimte te gunnen. Indien we in Vlaanderen via een integraal waterbeheer streven naar een duurzaam ecosysteembeheer, moeten natuurlijke processen opnieuw hersteld worden.

3 Herstel van ecosysteefuncties

De mate en de kost van herstel hangen in grote lijnen af van

- de mate van structuurdegradatie van de waterloop en zijn overstromingsvlakte
- de geografische ruimte
- de budgettaire ruimte
- het beoogde resultaat
- de tijdsperiode waarbinnen dit resultaat moet worden bereikt.

Petersen *et al.* (1992) stellen een soort van 'bouwdoos' model voor voor het herstel van rivieren. De eerste en belangrijkste stap is het reduceren van de hellingsgraad van de oevers.

3.1 Reductie van de oeverhelling

Het grensgebied tussen land en water is voor de natuur uitermate belangrijk. Achtereenvolgende successiereksen: hydroserie, hygroserie s.s., mesosserie en xeroserie kunnen onderscheiden worden op een goed ontwikkelde oever. Zacht glooiende oevers die dit grensgebied zo groot mogelijk maken bieden de meeste oppervlakte voor de invulling van dit grensgebied. In het kader van natuurontwikkeling kan best aan de oevers ruimte gegeven worden voor natuurlijke processen (Miller, 1999). Eventueel kan een (asymmetrische) vergraving gebruikt worden om de natuurlijke processen op gang te zetten (Rinaldi & Johnson, 1997). Een verlaging van de hellingsgraad van de oever reduceert de erosiekracht van het water en creëert een grotere natte sectie die kan fungeren als 'overstromingsvlakte'.

Indien een herprofilering van de oevers om technische of budgettaire redenen niet mogelijk is, moeten tenminste bufferstroken gevrijwaard worden langs de waterlopen. Deze bufferstroken kunnen best beplant worden met (snelgroeiende) inheemse oeverplanten om de oevers te stabiliseren.

De aanleg van vegetatieve bufferzones biedt de mogelijkheid om, onder andere, het probleem van nutriëntentoevoer aan te pakken vóór de nutriënten in de waterloop terecht zijn gekomen. Het is een kostenefficiënte vorm van aanpak bij de bron, in tegenstelling tot een duurdere verwijdering van de nutriënten uit het water (Osborne & Kovacic, 1993). Het heeft nauwelijks zin om de natuurlijke functies

van een waterloop te herstellen, wanneer er bij het begin van het oppervlaktewaterhydrostelsel reeds gestart wordt met een overdreven nutriëntenbelasting.

3.2 Hermeandering

Eéns de waterloop opnieuw de ruimte heeft gekregen, zal langzaam maar zeker meandering opnieuw optreden. Om het herstelproces te bespoedigen, kunnen meanders opnieuw uitgegraven worden. Een aanzet tot het ontstaan van pool-riffle patronen, meanders en dergelijke kan reeds voldoende zijn.

De belangrijkste factoren voor de biologische zelfzuivering van de waterlopen zijn: de hoeveelheid actieve biomassa, de geometrie van de rivierbedding, de stroomsnelheid en turbulentie, de concentratie van organische en anorganische nutriënten, de temperatuur, de lichtintensiteit en de zuurstofvoorziening. De geometrie, stroomsnelheid en turbulentie worden rechtstreeks beïnvloedt door het al of niet meanderen van de waterloop. Een sterke geomorfologische diversificatie van de bedding heeft een positief effect op de hoeveelheid, het type en de verspreiding van de biomassa; hetgeen op zich in rechtstreeks verband staat met de zuiveringscapaciteit. Een hogere stroomsnelheid verhoogt de diffusiegradiënt aan de oppervlakte van de (microbiële) celwand, doch verlaagt ook significant de verblijftijd die nodig is voor metabolisatie. Ook turbulentie heeft positieve & negatieve effecten: een goede vermenging van de pollutanten met de organische materie & slechte flocculatie mogelijkheden Uhlmann (1975). Samenvattend kan gesteld worden dat voor een goede opslag & recyclage van nutriënten de waterloop een voldoende afwisselend patroon van stroomversnellingen / turbulenties en luwte moet vertonen.

Verschillende soorten vissen & macro-invertebraten vereisen (al of niet afhankelijk van hun levensstadium) specifieke habitattypes die gedetermineerd worden door o.a. stroomsnelheid, diepte & substraat (Petts & Maddock, 1996). In meanderende riviersystemen variëren deze drie determinanten sterk, zowel in longitudinale als transversale richting, waardoor deze systemen een brede range aan diverse habitats creëren / herbergen (Hey 1996).

3.3 Restoratie overstromingszones, moerassen & moerasbossen

De uiteindelijke stap in het 'blokkendoos' model van Petersen *et al.* (1992) is het herstel van het vroegere grondgebruik langs de rivieren, voor deze gedraineerd, opgehoogd, of volgebouwd werden. Overstromingsgebieden worden wereldwijd erkend als zeer kostenefficiënt inzake stikstofreductie (zie ook vorige paragrafen). De kostenefficiëntie van overstromingsgebieden werd berekend als zijde 10 tot 50 maal hoger dan conventionele waterzuiveringsinstallaties, 4 tot 500 maal hoger dan maatregelen in de landbouw en 50 tot 400 maal hoger dan maatregelen binnen de vervoerssector.

4 Conclusies

Tijdens deze voordracht hebben we getracht om een aantal standpunten te onderbouwen. Gezien de samenhang tussen de verschillende elementen van het watersysteem en hun intrinsieke functie binnen de hydrologische cyclus, mogen we stellen dat overstromingszones een zeer belangrijk, zometer cruciaal onderdeel vormen van

een duurzaam waterbeheer. Ondanks hun duidelijke functie inzake, onder andere, oppervlaktewaterkwantiteits- en -kwaliteitsregulatie, moeten we toch vaststellen dat de meeste waterlopen in Vlaanderen de relatie met hun overstromingszones missen.

Door het verdwijnen van de overstromingszones zijn dus ook de intrinsieke goederen en functies/diensten die deze gebieden leverden verdwenen. Het verlies van deze functies vereist extra ingrepen (lees: extra financiële middelen) van de maatschappij. Omdat deze noodzakelijke functies vrijwel onbetaalbaar en dus niet adequaat vervangen worden, functioneert het ecosysteem niet meer naar behoren. Resultaten zijn overstromingen, eutrofiëring, verlies aan biodiversiteit, ...

Herstel, door een integrale aanpak van alle aspecten van het waterbeheer, is mogelijk. De natuurlijke functies van het watersysteem en de gebruiksfuncties moeten geoptimaliseerd worden, zodat onze maatschappij de draagkracht van ons ecosysteem niet (meer) overschrijdt. Het herstel van de oevers, hermeandering van de waterlopen en de restauratie van overstromingsgebieden zijn essentiële en kosteneffectieve onderdelen van een integraal waterbeheer, gericht op duurzaamheid.

Referenties

- Amoros, C., Gibert, J. & Greenwood, M.: 1996. Interactions between units of the fluvial hydrosystem. in *Fluvial hydrosystems*, Petts, G. & Amoros, C. (eds). Chapman and Hall. London. p. 322.
- Arnell, N. 1998. Climate change and water resources in Britain. *Climatic Change* **39**(1), 83-110.
- Bayley, P. 1991. The flood-pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems. *Regulated rivers: research and management*.
- Bornette, G., Amoros, C. & Lamouroux, N. 1998. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: The role of connectivity. *Freshwater Biology* **39**, 267-283.
- Bos, A. 1999. Tidal transport of flounder larvae (*pleuronectes flesus*) in the Elbe river, Germany. *Archive of fishery and marine research* **47**(1), 47-60.
- Bossu, P. 1997. De wraak van de rivier. lessen trekken uit overstromingen. *Leefmilieu* **6**, 213-217.
- Burke, R., Meyer, J., Cruse, J., Birkhead, K. & Paul, M. 1999. Soil-atmosphere exchange of methane in adjacent cultivated and floodplain forest soils. *Journal of geophysical research atmospheres* **104**, 8161-8171.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* **199**, 1302-1310.
- De Coster, M. 1998. *Beken voor de Toekomst: Kansen en mogelijkheden voor ecologisch verantwoord beekbeheer*. AMINAL: afdeling natuur / natuurreservaten. Brussel.
- de Wilde, H. & de Bie, M. 2000. Nitrous oxide in the Schelde estuary: production by nitrification and emission to the atmosphere. *Marine chemistry* **69**, 203-216.

- Garcia Ruiz, R., Pattinson, S. N. & Whitton, B. A. 1999. Nitrous oxide production in the river swale-ouse, north-east england. *Water Research* **33**(5), 1231-1237.
- Gellen, N.: 1997. Spontane vestiging, aanplant en ontwikkeling van helofyten. in *Rivieroeveren en natuur*, Simons, J. (ed.). Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat - RIZA. Arnhem. pp. 17-20.
- Gemeenschap, M. v. d. V. 1998. *MINA-plan 2 : het Vlaamse milieubeleidsplan 1997-2001*. AMINAL. Brussel.
- Gerard, M. : 2000. *Gerealiseerde en potentiele soortenrijkdom van graslandvegetaties in de Vallei van de Zwarte beek*. Licentiaatsthesis. Universitaire Instelling Antwerpen.
- Gilvear, D. & Black, A. 1999. Flood-induced embankment failures on the river tay: implications of climatically induced hydrological change in scotland. *Hydrological Sciences Journal* **44**(3), 345-362.
- Gilvear, D. & Bravard, J.-P.: 1996. Geomorphology of temperate rivers. in *Fluvial hydrosystems*, Petts, G. & Amoros, C. (eds). Chapman and Hall. London. pp. 68-97.
- Higler, L., Beije, H. & van der Hoek, W.: 1995. Stroom in het landschap; ecosysteemvisie beken en beekdalen. *IBN-rapport 153*. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO).
- Johnston, C., Bubenzer, G., Lee, G., Madison, F. & Mc Henry, J. 1984. Nutrient trapping by sediment deposition in a flooded lakeside wetland. *Journal of Environmental Quality* **13**(2), 283-290.
- Kraal, H., Roos, R., Santema, R., van de Sande, R. & Mulders, J. 1993. *De toekomst van beekdalen. Besturen van stromen*. Stichting Natuur en Milieu. Utrecht.
- Kroeze, C. & Seitzinger, S. 1998. Nitrogen inputs to rivers, estuaries and continental shelves and related nitrous oxide emissions in 1990 and 2050: a global model. *Nutrient cycling in agroecosystems* **52**(2-3), 195-212.
- Kwadijk, J. & Middelkoop, H. 1994. Estimation of impact of climate change on the peak discharge probability of the river rhine. *Climatic Change* **27**, 199-224.
- Lammerant, J. & De Meayer, G.: 2000. Studie voor de ontwikkeling van een langetermijnvisie inzake integraal waterbeheer in vlaanderen. *Technical report*. WES.
- McMahon, P. & Dennehy, K. 1999. *n₂o emissions from a nitrogen-enriched river*. *Environmental science and technology* **33**(1), 21-25.
- Middelkoop, H. & Van der Perk, M. 1989. Modelling spatial patterns of overbank sedimentation on embanked floodplains. *Geografiska Annaler Series a physical geography* **80A**(2), 95-109.
- Miller, D.: 1999. Deformable stream banks: Can we call it restoration without them?. pp. 293-300.

- Moutier, M., Bazier, G., Blaes, P. & Persoons, E.: 1999. Hoogwaterstanden en overstromingen in belgi. een socio-economische benadering.. *De Verhandelingen van het KINT 4*. Koninklijk Instituut voor het Duurzame Beheer van de Natuurlijke Rijkdommen en Bevordering van Schone Technologie.
- Nilsson, C., Xiong, S., Johansson, M. & Vought, L. 1999. Effects of leaf-litter accumulation on riparian plant diversity across europe. *Ecology* **80**(5), 1770-1775.
- Osborne, L. L. & Kovacic, D. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* **29**, 243-258.
- Persoons, E., Desmed, A. & Muys, B.: 1997. Hoogwaterstanden en overstromingen in belgi in het kader van een geventueerd stroombekkenbeheer - vaststellingen en aanbevelingen. *Technical report*. KINT.
- Petersen, R., Petersen, L.-M. & Lacoursire, J.: 1992. A building-block model for stream restoration. in *River Conservation and Management*, Boon, P., Calow, P. & Petts, G. (eds). John Wiley and Sons Ltd.. Chichester.
- Petts, G. & Maddock, I.: 1996. Flow allocation for in-river needs. in *River restoration*, Petts, G. & Calow, P. (eds). Blackwell Science Ltd.. Oxford. pp. 60 - 79.
- Pieczynska, E. & Zalewski, M.: 1997. Habitat complexity in land-inland water ecotones. in *Biodiversity in Land-Inland Water Ecotones*, Lachavanne, J.-B. & Juge, R. (eds). UNESCO and The Parthenon Publishing Group. Paris. pp. 61 - 79.
- Rinaldi, M. & Johnson, P. 1997. Characterization of stream meanders for stream restoration. *Journal of hydraulic engineering* **123**(6), 567-570.
- RLG, R. v. h. l. g.: 1998. Overvloed en schaarste: water als geld. *Technical Report RLG 98/5*. RLG.
- Seitzinger, S. & Kroeze, C. 1998. The impact of land use on n₂o emissions from watersheds draining into the northeastern atlantic ocean and european seas. *Environmental pollution* **102**(Suppl. 1), 149-158.
- Shiel, R., Green, J. & Nielsen, D. 1998. Floodplain biodiversity: why are there so many species?. *Hydrobiologia* **387/388**, 39-46.
- Ueda, S., Go, C., Yoshioka, T., Yoshida, N., Wada, E., Miyajima, T., Sugimoto, A., Boontanon, N., Vijarnsorn, P. & Boonprakub, S. 2000. Dynamics of dissolved o₂, co₂, ch₄, and n₂o in a tropical coastal swamp in southern thailand. *Biogeochemistry* **49**(3), 191-215.
- Uhlmann, D. 1975. *Hydrobiology, a text for engineers and scientists*. Wiley - Interscience.
- van der Hoek, W. & Higler, B.: 1993. Natuurontwikkeling in beken en beekdalen: verkennende studie naar de mogelijkheden van natuurontwikkeling in beek- en beekdalsystemen in nederland. *NBP-onderzoeksrapport 3*. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek.

- van Splunder, I.: 1997. Spontane vestiging, aanplant en ontwikkeling van wilgen. in *Rivieroever en natuur*, Silons, J. (ed.). Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat - RIZA. Arnhem. pp. 13-16.
- Verdonschot, P., Peeters, E., Schot, J., Arts, G., van der Straten, J. & van den Hoorn, M. 1997. *Waternatuur in de regionale blauwe ruimte: gemeenschapstypen in regionale oppervlaktewateren*. Natuurverkenning '97; achtergronddocument 2a. Informatie-en Kenniscentrum Natuurbeheer (IKC Natuurbeheer).
- Walling, D. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia* 410, 223-240.
- Wang, W., Yung, Y., Laci, A., Mo, T. & Hansen, J. 1976. Greenhouse effects due to man-made perturbations of trace gases. *Science* 194, 685-690.
- Weng, P., Coudrain Ribstein, A., Kao, C., Bendjoudi, H. & de Marsily, G. 1999. Demonstration of strong temporary vertical circulation between wetlands and alluvial and regional aquifers. *Comptes Rendus De L 'Academie Des Sciences Serie Ii Fascicule a Sciences De La Terre Et Des-Planetes* 329(4), 257-263.
- Wyzga, B. 1999. Estimating mean flow velocity in channel and floodplain areas and its use for explaining the pattern of overbank deposition and floodplain retention. *Geomorphology* 28(3-4), 281-297.