

Natuur.focus

Afgiftekantoor
9099 Gent X
P209602

Toelating – gesloten verpakking

Retouradres: Natuurpunt,
Coxiestraat 11,
2800 Mechelen

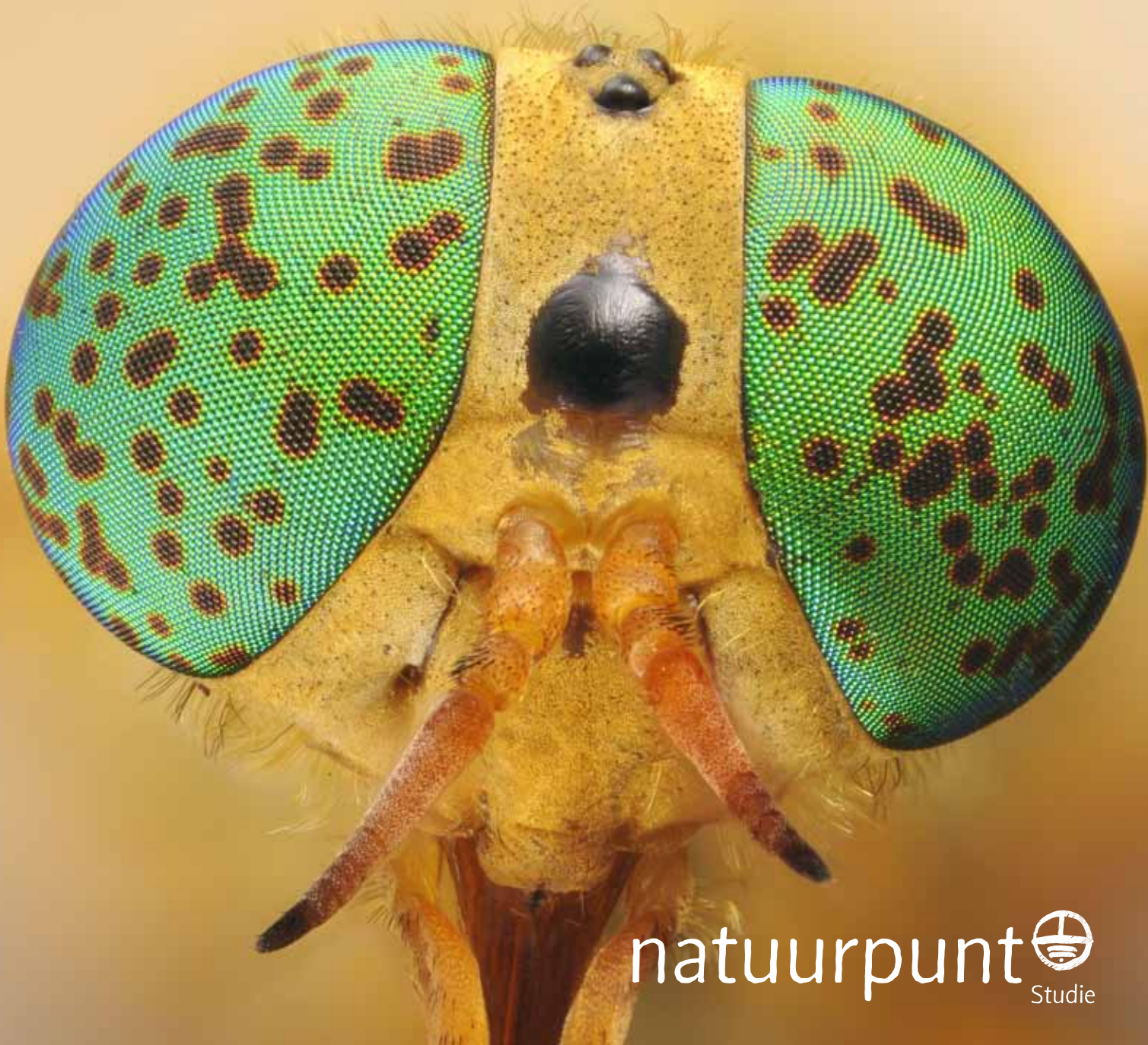
VLAAMS DRIEMAANDELIJKS TIJDSCHRIFT OVER NATUURSTUDIE & -BEHEER – MAART 2013 – JAARGANG 12 – NUMMER 1
VERSCHIJNT IN MAART, JUNI, SEPTEMBER EN DECEMBER



Sprinkhanen and the city

**Waarom niet alle paddenstoelen
overal groeien**

**Een verrassende kijk op
landbouw en natuur**



natuurpunt 
Studie

Focus op biogeochemie - deel 2

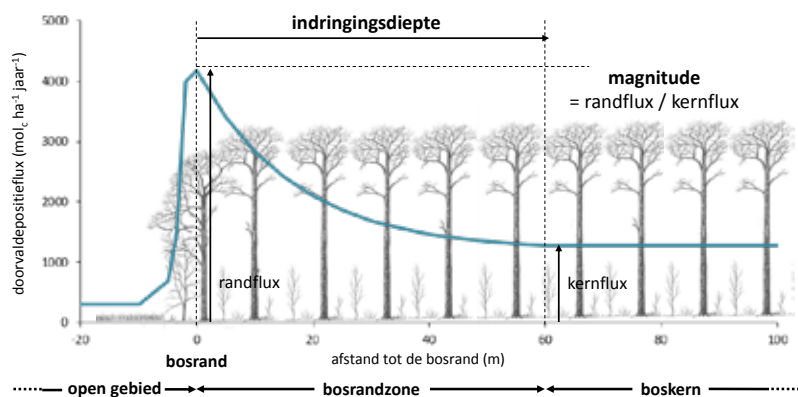
Biogeochemie van de bosrand en effecten op biodiversiteit

Karen Wuyts, An De Schrijver, Jeroen Staelens & Kris Verheyen

Wereldwijd reduceren houtkap, urbanisatie, industrialisatie en uitbreiding van het landbouwareaal de oppervlakte bos. Daarbij worden continue of aansluitende bosgebieden gefragmenteerd tot kleinere, geïsoleerde vlekken en neemt het aandeel bosrandzone in het totale bosareaal snel toe. Ook Vlaanderen kent een sterke bosfragmentatie als gevolg van de hoge landgebruikdruk. Vlaamse bossen bestaan voor bijna 60% (!) uit externe bosrand, de overgang tussen bos en open gebied, zoals heide, grasland, akkerland, wegberm of braakliggend land (De Schrijver et al. 2007). Het grote aandeel aan bosrand in vele landschappen over de ganse wereld staat in schril contrast met het kleine aantal bosecosysteemstudies uitgevoerd binnen de complexe invloed van externe bosrand. Het schaarse onderzoek toont dat bosranden op het vlak van biogeochemie, net als op dat van biodiversiteit, buitenbeentjes in het boslandschap zijn en speciale aandacht verdienen bij beheer. In dit artikel focussen we op de complexe biogeochemie van bosranden en de gevolgen daarvan voor de biodiversiteit.



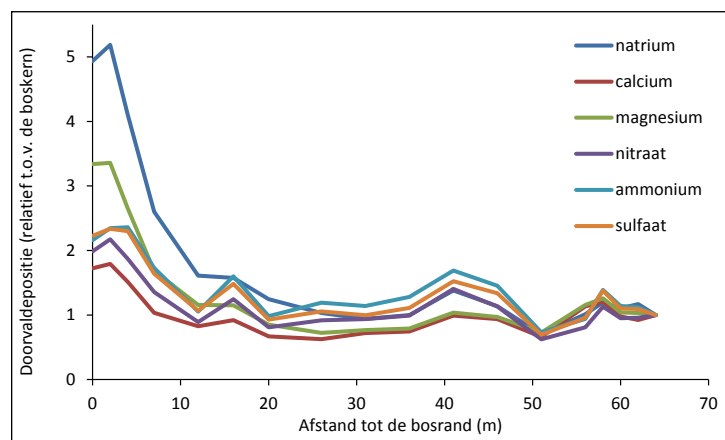
Figuur 1. Structuurrijke bosrand in het bosreservaat Neigembos te Ninove. Goed ontwikkelde structuurrijke bosranden waarbij de begroeiing geleidelijk toeneemt in hoogte bieden een grotere potentie voor de ontwikkeling van hoge natuurwaarde dan scherpe bosranden en verminderen bovendien de randeffecten op atmosferische depositie. (foto: Karen Wuyts)



Figuur 2. Randeffecten zoals aan deze scherpe bosrand veroorzaken een gradiënt in doorvaldepositie, die sterk is verhoogd aan de bosrand en exponentieel afneemt richting de boskern. Het randeffect is gekarakteriseerd door zijn indringingsdiepte of de afstand vanaf de bosrand tot waar de doorvaldepositie wordt beïnvloed, en de magnitude of de mate waarin de doorvaldepositie is verhoogd aan de rand in vergelijking met de boskern.

Bosranden: potentiële hotspots voor biodiversiteit...

De nabijheid van andere en meestal intensiever beheerde landgebruiksvormen beïnvloedt de abiotiek en de biotiek van externe bosranden in vergelijking met boskernen (Murcia 1995). Ook aan interne bosranden, gelegen binnen een bosfragment, bijvoorbeeld bij overgangen tussen bosbestanden die verschillen in boomsoortensamenstelling, treden randeffecten op, zij het dat ze minimaal zijn. We beperken ons in dit artikel tot externe bosranden. Zo ontstaan in bosranden microklimaatgradiënten. Naar het zuiden gerichte bosranden zijn relatief warm en droog en ontvangen een hogere rechtstreekse zoninstraling, terwijl noordelijk georiënteerde bosranden veelal vochtiger zijn en alleen indirect licht ontvangen. Ook windsnelheid is hoger aan randen, voornamelijk in randen georiënteerd naar de overheersende windrichting, in Vlaanderen het zuidwesten. De afstand tot waar deze randeffecten op het microklimaat kunnen doordringen in het bos varieert



Figuur 3. Randeffecten op doorvaldepositie op nutriënten (voornamelijk afgezet als deeltje, zoals natrium (Na^+) en magnesium (Mg^{2+}), dringen dieper het bos binnen en geven aanleiding tot grotere toenames aan de bosrand dan de randeffecten op doorvaldepositie van nutriënten (voornamelijk afgezet als gas, zoals ammonium (NH_4^+), nitraat (NO_3^-) en sulfaat (SO_4^{2-}). Hier werd doorvaldepositie opgemeten in een bos (Corsicaanse den) met dichtgesloten kroonlaag, waarin randeffecten aanleiding geven tot sterke magnitudes maar minder diep het bos binnendringen (zie Figuur 2). (bron: Wuyts et al. 2008b)

sterk, met waarden tussen 3 en 240 meter, onder andere afhankelijk van de beschouwde variabele, de oriëntatie van de rand en het seizoen.

Randeffecten op de hierboven genoemde abiotische condities geven op hun beurt aanleiding tot randeffecten op de biotiek, met name de diversiteit en de abundantie van soorten. Deze biotische randeffecten kunnen rechtstreeks gestuurd worden door de fysiologische tolerantie of fysieke voorkleur van soorten (Murcia 1995). Zo zijn meer lichtminnende bosplantensoorten zoals Geel nagelkruid *Geum urbanum* en Ruwe smele *Deschampsia cespitosa* meer gebonden aan bosranden terwijl schaduwtolerante bosplantensoorten zoals Bosbingelkruid *Mercurialis perennis* en Boszegge *Carex sylvatica* zich eerder beperken tot de boskern (Willi et al. 2005). Bij sommige schaduwtolerante soorten zoals Klimop *Hedera helix*, Wilde kamperfoelie *Lonicera periclymenum* en bramen *Rubus* agg. zijn bloei en zaad- en vruchtzetting beperkt tot planten in de bosrand waar voldoende licht beschikbaar is. De hogere lichtbeschikbaarheid aan randen bevordert ook de boomgroei, met grotere biomassa tot gevolg, en de ge-laagdheid (stratificatie). Door de grotere biomassa-productie en hogere windval aan randen is de hoeveelheid dood hout er vaak hoger dan in de boskern. Saproxyle kevers en kleine zoogdieren profiteren van het grotere aanbod dood hout in de rand. De stratificatie, de grotere diversiteit en betere bloei en zaadzetting in randen zorgen voor een groter en diverser aanbod aan voedsel en beschutting voor vele dieren. Een op het zuiden gerichte bosrand trekt warmteminnende soorten aan zoals de Hazelworm *Anguis fragilis* en de Levendbarende hagedis *Zootoca vivipara*.

Biotische randeffecten kunnen ook het onrechtstreekse gevolg zijn van veranderingen in soorteninteracties zoals competitie, pollinatie, zaadverbreiding, herbivorie, predatie en parasitisme (Murcia 1995, López-Barrera et al. 2007). Kleine zoogdieren zijn belangrijke zaadverbreiders en -predators en hun respons op de nabijheid van de bosrand bepaalt of de betere zaadzetting en -kieming aan bosranden effectief leidt tot meer nakomelingen van planten. Vogels die worden agetrokken door een groter voedselaanbod in de bosrand onder-vinden meer nestpredatie en broedparasitisme door vogels en zoogdieren vanuit open gebied, voornamelijk wanneer de bosrand grenst aan antropogeen gebied zoals akkerland. Het is duidelijk dat biotische randeffecten soortspecifiek zijn en dat verschillende reacties van individuele soorten op de nabijheid van de bosrand resulteren in lokale verschuivingen in soortensamenstelling. De fauna en flora in de bosrand bestaat dus uit bosrandspecifieke soorten die enkel voorkomen in de bosrand, soorten die ook in boskern of open gebied voorkomen maar toch (tijdelijk) de bosrand kiezen, soorten uit boskern of open gebied die slechts sporadisch in de bosrand voorkomen en generalisten die indifferent zijn ten opzichte van de nabijheid van de rand (en voorkomen in bosrand én boskern of open gebied). Daardoor kunnen bosranden in ideale omstandigheden 'hotspots' zijn van biodiversiteit, zoals werd vastgesteld voor o.a. kevers, vlinders, netvleugeligen, spinnen, regenwormen en muizen. Enkele voorbeelden van soorten die specifiek of preferentieel (kunnen) voorkomen in goed ontwikkelde bosranden in onze streken zijn Grasmus *Sylvia communis*, Braamsluiper *S. curruca*, Tuinfluiter *S. borin*, Boompieper *Anthus trivialis*, Fitis *Phylloscopus trochilus*, Putter *Carduelis carduelis*, Groenling *C. chloris*, Grauwe klauwier



Figuur 4. Bemonsteren van doorvaldepositie en bodemwater in scherpe, zuidwestelijk georiënteerde bosranden van homogene bestanden van Corsicaanse den in Ravels (links) en Zomereik in Wortegem-Petegem (rechts). (foto's: Karen Wuyts)

Lanius collurio, Sleedoornpage *Thecla betulae*, Kleine ijsvogel-vlinder *Limenitis camilla*, Bont zandoogje *Pararge aegeria*, Lederloopekever *Carabus coriaceus*, Oeverloper *Nebria brevicollis*, Hazelaarbladrolkever *Apoderus coryli* en Hazelmuis *Muscardinus avellanarius* (McCollin 1998, Stortelder et al. 2001, Veling et al. 2004).

Niet elke bosrand voldoet aan het ideaalbeeld om een hotspot van biodiversiteit te kunnen worden: de samenstelling en structuur van de bosrand bepalen in grote mate zijn natuurwaarde. Bij abrupte of scherpe bosranden grenzen de stammen van de eerste bomen van het hooghout rechtstreeks aan het open gebied waardoor een plotse en grote verandering in hoogte van de begroeiing optreedt. Hierbij ontbreken de typische structuren van gradueel opgaande, geleidelijke of structuurrijke bosranden, met name de zoomvegetatie met ruigte en kruidachtigen, de struikengordel en de bosmantel met kleinere bomen. Bij een structureel geleidelijke overgang tussen het lichte, warme en droge open gebied en het beschaduwde, koele en vochtigere bos zijn er meer mogelijkheden voor gunstige groeiomstandigheden, voedselvoorziening en beschutting dan bij een scherpe bosrand. Voor vele insectenordes zoals kevers (boktorren, schorskevers en snuitkevers), netvleugeligen en schorpioenvliegachtigen werd reeds aangetoond dat geleidelijke bosranden een grotere soortendiversiteit ondersteunen dan scherpe randen. Scherpe bosranden kunnen bovendien werken als

een ecologische val voor specifieke bosrandvogels: ze trekken grote populaties aan, maar door het gebrek aan beschutting ondervinden deze vogels er meer predatie en parasitisme dan in graduele bosranden. Een mooie, geleidelijke overgang kan zich reeds ontwikkelen op 5 meter beschikbare ruimte tussen bos en open gebied, hoewel meer ruimte nodig zal zijn in geval van overhangende schaduwboomsoorten. Met het achteruitzetten van afrastering van begraaide weides, het niet meer of minder frequent maaien van grasland, het onbewerkt laten van akkerranden of het selectief kappen en cyclisch afzetten van bomen in de bosrandzone kan een geleidelijke bosrand ontwikkelen, al dan niet in combinatie met aanplanten of inzaaien.

... maar actuele hotspots van verzurende en vermestende depositie

In gebieden met intensief landgebruik zoals Vlaanderen zijn bosranden zeer vaak scherpe overgangen tussen bos en open gebied, met een plotse en grote verandering in hoogte van de begroeiing. Deze scherpe overgang verstoort de windstroming over het landschap heen: wind die tegen de bosrand aan waait, zal gedeeltelijk de bosrand binnendringen en gedeeltelijk over de rand heen worden gestuwd. Het resultaat is dat de windsnelheid en de turbulentie in en boven het kronendak groter zijn aan de rand dan dieper in het bos. Windsnelheid en

turbulentie bepalen in sterke mate de droge depositie van atmosferische deeltjes en gassen op begroeiing (zie De Schrijver et al. 2012, in deze reeks 'Focus op biogeochemie' voor meer informatie over depositie). Randeffecten in windsnelheid en turbulentie veroorzaken dan ook randeffecten op droge atmosferische depositie. Bij neerslag sijpelt deze droge depositie samen met de natte depositie doorheen het kronendak en draagt bij tot de doorvaldepositie die terechtkomt op de bosbodem. Hierdoor treden ook randeffecten in doorvaldepositie op. Ook verschillen in interceperend bladoppervlakte en microklimaat tussen bosrand en -kern kunnen aanleiding geven tot randeffecten in depositie. Ten slotte ondervinden veel bosranden ook rechtstreekse inwaai van nutriënten door bemesting of bekalking van aangrenzende intensief bewerkte akkers en graslanden.

Het resultaat is dat bosranden, nog meer dan boskernen, te kampen hebben met een hoge aanvoer van nutriënten vanuit de atmosfeer via depositie. Zo is de depositie van stikstof (N) en de potentieel verzurende polluenten nitraat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) en sulfaat (SO_4^{2-}) (zie ook De Schrijver et al. 2012 voor meer info over bodemverzuring) vooraan aan de bosrand gemiddeld anderhalf en tot vijf maal hoger dan in de boskern (De Schrijver et al. 2007). Ook de depositie van potentieel bufferende nutriënten zoals kalium (K), calcium (Ca) en magnesium (Mg) zijn verhoogd aan de bosrand. De verhoogde depositie neemt exponentieel af richting boskern. De afstand tot waar randeffecten op depositie doordringen in het bos, en dus waar de eigenlijke boskern begint, varieert tussen 8 tot 108 meter van de bosrand. De grootte van een randeffect is een combinatie van de magnitude, of mate van toename aan de bosrand in vergelijking met de boskern, en de indringingsdiepte van het randeffect (*Figuur 2*). De bosrandzone is de zone van het bosfragment die beïnvloed is door de nabijheid van het open gebied. Randeffecten op depositie zijn onder meer afhankelijk van de polluent of nutriënt en van de ligging van de bosrand (Wuyts et al. 2008b). Randeffecten zijn meer uitgesproken voor nutriënten of polluenten die (voornamelijk) als deeltje worden afgezet, zoals natrium (Na), chloride (Cl) en Mg, dan voor stoffen die (voornamelijk) als gas worden afgezet, zoals NH_4^+ (*Figuur 3*). Randeffecten dringen dieper door en geven aanleiding tot hogere magnitudes bij hogere windsnelheden en als de wind loodrecht inwaait op de bosrand. De meest uitgesproken randeffecten op depositie treden dan ook op aan zuidwestelijk georiënteerde randen. Ook als een bron van een polluent (bv. intensieve veehouderijen als bron van N) zich dicht bij de bosrand bevindt, zijn randeffecten meer uitgesproken. We kunnen concluderen dat lijnvormige en kleine bosfragmenten (diameter kleiner dan 200 meter) over vrijwel de ganse oppervlakte extra belast zijn met verzurende en vermestende depositie.

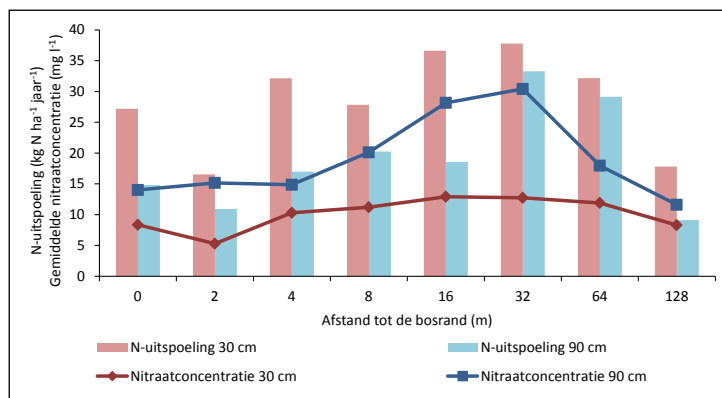
Gevolgen voor vermesting en nitraatuitspoeling

In boskernen (bos niet beïnvloed door de nabijheid van de bosrand) wordt een hoge aanvoer van N en zwavel (S) geassocieerd met stikstofverzaadiging en verhoogde nitraatuitspoeling naar het grondwater, bodemverzuring en verschuivingen in floristische samenstelling (zie ook De Schrijver et al. 2012). In bosranden kunnen omwille van de hogere aanvoer van N en S nog grotere effecten op het ecosysteem verwacht worden. Maar verscheidene hieronder beschreven studies

toonden aan dat de biogeochemie van bosranden afwijkt van die in boskernen en dat de patronen in nitraatuitspoeling en bodemverzuring anders zijn dan verwacht.

Vele van onze bossen, zeker die op zandbodem, zijn van nature N-gelimiteerd, wat betekent dat de groei bepaald werd door de hoeveelheid N die in de bodem beschikbaar was. Naarmate de aanvoer van N via atmosferische depositie steeg, gingen bossen sneller groeien. De laatste decennia is de atmosferische depositie van N zo sterk verhoogd dat bossen niet meer gelimiteerd zijn door N en er tekorten aan andere nutriënten optreden. Als niet alle aangevoerde N wordt gebruikt of opgeslagen, is het ecosysteem N-verzadigd en spoelt de N uit het ecosysteem in de vorm van nitraat. Een recente studie in Vlaamse bosbestanden op zandgrond (Kempen en West-Vlaanderen, *Figuur 4*, Wuyts et al. 2011) met een scherpe bosrand georiënteerd naar de overheersende windrichting (zuidwest) toonde aan dat, gemiddeld over de ganse randzone van ongeveer 60 meter diep, de nitraatconcentratie in de bodem en de nitraatuitspoeling naar het grondwater twee tot drie maal hoger is dan in de boskern (> 60 m). Verrassend was echter dat de bodemnitraatconcentraties en -uitspoeling het hoogst waren tussen 8 en 64 meter (gemiddeld 20 meter) van de bosrand, terwijl in de eerste meters van de bosrand de nitraatconcentratie en -uitspoeling gelijk aan of zelfs lager waren dan in de boskern (*Figuur 5*). Dit onverwachte randpatroon voor nitraatuitspoeling is een gevolg van de interactie van meerdere randeffecten die verschillen in magnitude en indringingsdiepte en die elkaar versterken of neutraliseren.

Een van de redenen voor die onverwacht lage uitspoeling dicht bij de bosrand (de uiterste rand) is een verhoogde opslag van N in boombiomassa en vooral in de minerale bodem. De N-opslag in de boombiomassa is 20% hoger t.o.v. de boskern en vrijwel volledig te wijten aan verhoogde biomassaproductie, zoals aangegeven door het hoger houtvolume en de hogere bladoppervlakte in de uiterste rand dan in de kern. Verhoogde biomassaproductie en boomgroei aan randen wordt geassocieerd met hogere lichtbeschikbaarheid. In de minerale bodem stelden we een toename van de N-voorraad vast in de bosrand in vergelijking met de boskern: 49% hoger in de top laag (0-5 cm) en 28% (5-10 cm) en 25% (10-30 cm) hoger in de onderliggende lagen. Waarschijnlijk is de hogere N-opslag in de bodem het gevolg van een combinatie van een verhoogde strooiselval en versnelde afbraak van dit strooisel. In de uiterste bosrand is de strooiselval groter door de productie van meer bladbiomassa. Bij afbraak komt dit organisch materiaal in de minerale bodem. Het hogere gehalte aan organisch materiaal waargenomen in de minerale bodem wijst op een grotere potentie van de bodem om N op te slaan. Tegelijkertijd versnellen het gunstigere microklimaat (bv. hogere temperatuur) en de gunstigere chemische samenstelling van het strooisel (bv. hoger calciumgehalte en lagere koolstof-stikstofratio) de strooiselafbraak in de ganse randzone in vergelijking met de boskern omdat deze factoren het voorkomen, de diversiteit en de activiteit van bodem- en strooiselorganismen bevorderen. In bosranden in Vlaanderen werden een grotere abundantie, soortenrijkdom en, in het geval van loofbossen, soortendiversiteit aan afbraakorganismen (zogenaamde detrivoren) waargenomen aan de bosrand. Dit was voornamelijk te wijten aan een grotere abundantie en soortenrijkdom aan pissebedden en in loofbossen ook miljoenpoten. In andere studies werden aan bosranden ook meer



Figuur 5. Patronen van nitraatconcentratie in de bodem en uitspoeling van nitraat (op 30 en 90 cm diepte) van de bosrand tot de boskern (gemiddeld voor zeven bossen) tonen onverwacht lage concentraties en uitspoeling aan de uiterste bosrand en maximale concentraties en uitspoeling op ongeveer 32 meter van de rand. Toch spoelt er, gemiddeld over de ganze bosrandzone van 0 tot 64 meter, meer nitraat uit naar het grondwater dan in de boskern (128 meter). (bron: Wuyts et al. 2011)

springstaarten waargenomen in de bosrand. Het resultaat is dat in de boskern minder N uitspoelt door de lagere N-depositie en hogere vastlegging van N in de dikke, traag afbrekende strooisellaag; dat in de bosrandzone meer N uitspoelt door een hogere N-depositie in combinatie met een snelle doorstroming van N van de dunne, sneller afbrekende strooisellaag naar de minerale bodem; en dat in de uiterste randzone de hoge aanvoer van N via depositie en strooiselafbraak wordt vastgelegd in de minerale bodem en amper uitspoelt naar het grondwater.

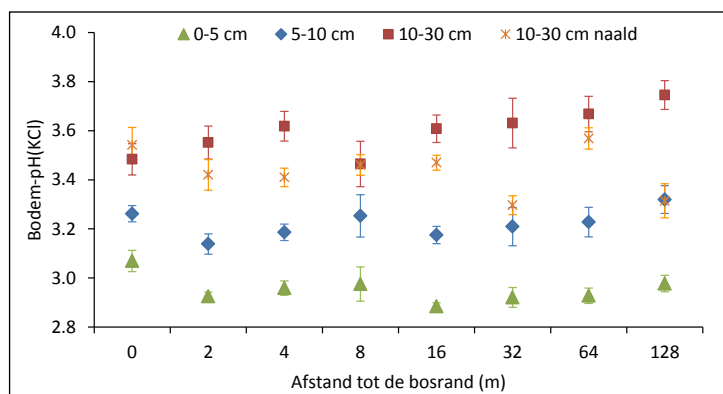
Gevolgen voor verzuring

Ook onverwacht was de waarneming van toenemende bodemuurtegraad (pH) en gehalten aan basische kationen K, Ca en Mg in de bovenste 5 cm van de minerale bodem van de boskern naar de bosrand toe (Wuyts et al. in druk). Ondanks de hogere aanvoer van potentieel verzurende polluenten en de snellere boomgroei, wat beide verzurende processen zijn (zie De Schrijver et al. 2012 voor meer info over verzuring), bleek de bosrand minder verzuurd dan de boskern. Dieper in de bodem (5-30 cm diep) waren deze randeffecten minder

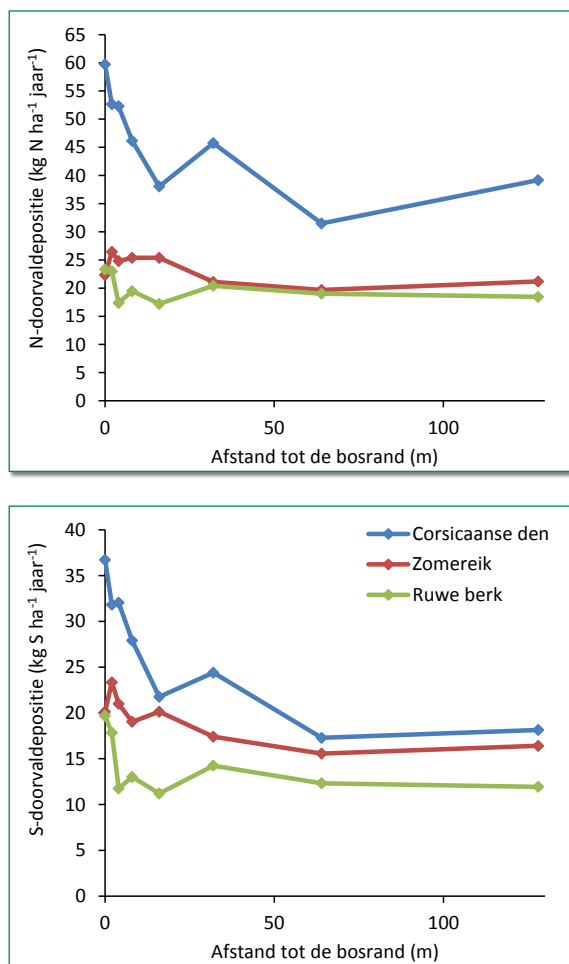
uitgesproken, verdwenen ze (geen verschil in bodem-pH tussen kern en rand) of bleek de bodem-pH aan de rand lager dan de kern (Figuur 6). Een aantal zuurneutraliserende processen blijkt dus in de bosrand in staat de versnelde verzuring door hogere zuurdepositie en boomgroei tegen te werken, althans in de bovenste laag van de minerale bodem. Een afwijkende boomsoortensamenstelling aan de bosranden kon niet aan de basis liggen van de hogere pH-waarden aan de rand, aangezien metingen werden uitgevoerd in homogene bossen. Wel is naast de zuurdepositie (N en S) ook de depositie van neutraliserende basische kationen (K, Ca en Mg) hoger aan de bosrand. Zowel de magnitude als de indringingsdiepte van randeffecten op depositie van sommige basische kationen zoals Mg zijn groter dan die van randeffecten op zuurdepositie (Figuur 3). Ook de aanvoer van basische kationen via strooiselval is hoger aan de rand dan in de kern. Basische kationen kunnen ook rechtstreeks de bosrand inwaaien vanuit de aangrenzende landbouwgrond bij bekalking. Verder is ook het vermogen van de bodem om zuur te bufferen groter aan de rand dan in de kern door het hogere gehalte aan organisch materiaal in de bodem, voornamelijk in de minerale toplaag. In zeer zure zandbodems, zoals deze van de onderzochte bossen, is organisch materiaal een van de belangrijkste buffers tegen verzuring. Ook de lagere nitraatuitspoeling in de eerste meters van de bosrand (zie hierboven) draagt bij tot een minder sterke bodemverzuring aan de rand. Een laatste verklaring voor de hogere pH en kationengehaltes in de bovenste minerale bodem is de versnelde afbraak van strooisel aan randen (zie hierboven). Hoe sneller strooisel wordt afgebroken, hoe minder lang basische kationen worden vastgehouden in de strooisellaag en hoe sneller ze doorheen het ecosysteem kunnen circuleren en beschikbaar zijn om zuur te bufferen. Op welke bodemdiepte de omslag optreedt van pH-verhoging naar pH-verlaging aan de bosrand in vergelijking met de kern is waarschijnlijk afhankelijk van de verhouding aan zuurproducerende en zuurneutraliserende processen, voornamelijk gestuurd door de depositie van verzurende polluenten en basische kationen. Zo hebben randen vlakbij en windafwaarts van intensieve varkens- en kippenkwekerijen in een Engelse studie een zuurdere bodem (lagere pH) dan de boskernen.

Gevolgen voor biodiversiteit

De hoge potentie voor biodiversiteit maakt bosranden extra kwetsbaar voor de negatieve effecten van hoge N- en S-depositie. Uit bovenstaande blijkt dat verhoogde N-depositie in de bosrandzone aanleiding geeft tot hogere concentraties aan minerale N in de bodem, ook in de ondiepe bodemlagen. Deze N is beschikbaar voor opname door planten en geeft aanleiding tot vermessing van de bodem. De minder zure toplagen van bodems in bosranden geven aan dat geen negatieve invloed van hogere zuurdepositie op de biotiek in de rand wordt verwacht. Wanneer we randeffecten op fauna en flora beschouwen is het moeilijk om het negatieve effect van verhoogde N- en S-depositie aan de rand te isoleren van de invloed van andere randeffecten, zoals die van verhoogde instraling, hogere temperaturen en een verlaagd of verhoogd bodemvochtgehalte, omdat ze parallel lopen. Een aantal studies in Frankrijk en het Verenigd Koninkrijk zijn er niettemin in geslaagd veranderingen in vegetatiesamenstelling in de bosrandzone te linken aan randeffecten op N-depositie in bossen. De extra aanvoer van N in bosrandzones uit zich in



Figuur 6. Randeffecten op bodemuurtegraad (pH-KCl) in loofbestanden op arme zandgrond (gemiddelde en standaardfout). De bovenste 5 cm van de minerale bodem is minder verzuurd in de bosrand (met hogere pH-KCl) dan in de boskern. Dieper in de bodem (5-10 cm diep) verdwijnt dit randeffect (geen verschil in bodem-pH tussen kern en rand) en nog dieper (10-30 cm diep) klapt het om en is de bodem-pH aan de rand lager dan in de kern. De patronen zijn gelijkaardig in naaldbestanden, al klapt het randeffect op pH-KCl op een diepte van 10-30 cm niet om maar verdwijnt het (geen verschil tussen kern en rand). (bron: Wuyts et al. in druk)



Figuur 7. Randeffecten op doorvaldepositie van N (nitraat en ammonium) en S (sulfaat) hebben een grotere magnitude (veroorzaken een grotere toename in doorvaldepositie aan de rand) en indringingsdiepte (dringen dieper door in het bos) in bossen van Corsicaanse den dan in bossen van Zomereik en Ruwe berk. (bron: Wuyts et al. 2008a)

deze studies in een toename van de aanwezigheid, bedekingsgraad en abundantie van soorten zoals Grote brandnetel *Urtica dioica*, bramen, Kleefkruid *Galium aparine*, Fluitenkruid *Anthriscus sylvestris* en Hondsdraf *Glechoma hederaceae*, waardoor bossoorten zoals Boszegge en Stengelloze sleutelbloem *Primula vulgaris* worden weggeconcentreerd (Willi et al. 2005). Ook specifieke bosrandsoorten worden zo weggeconcentreerd, maar deze vinden in de boskern of het open gebied niet het geschikte habitat en verdwijnen. Deze verschuivingen in soortensamenstelling werden tot wel 100 meter diep waargenomen. Het eindresultaat is dat de hoge N-depositie in bosranden de diversiteit van de bodemvegetatie verlaagt in vergelijking met boskernen. Daarnaast werden ook meer zuurtolerante planten waargenomen met toenemende afstand van de bosrand, wat overeenkomt met de waarnemingen van hogere pH aan randen (Bergès et al. 2013). Effecten door vermisting en verzuring zijn echter vaak moeilijk te onderscheiden. Naast planten worden ook micro-organismen beïnvloed door hogere N-depositie in de bosrand. De abundantie, myceliumproductie en soortenrijkdom van ectomycorrhiza zijn verlaagd aan bosranden, en dit gecorreleerd en parallel lopend met het randeffect op N-depositie. Effecten van verhoogde N-depositie in randen op fauna zijn ons onbekend, hoewel kan worden verondersteld dat ze wel degelijk optreden, onrechtstreeks via effecten op de vegetatie in de

rand. Recent onderzoek levert bijvoorbeeld aanwijzingen dat N-depositie vlinders negatief beïnvloedt via veranderingen in vegetatiestructuur en voedselkwaliteit van de waardplant.

Verzachtende maatregelen in bosrandenbeheer

Via gericht beheer kunnen beheerders de extra aanvoer van N en S via atmosferische depositie in bosranden verminderen. Twee opties zijn hierbij het uitschakelen van randeffecten, door het creëren van grote boskernen met zo weinig mogelijk externe bosrand (bv. aanplanten van nieuwe bossen bij voorkeur aansluitend bij bestaande complexen), en het reduceren van de grootte van randeffecten op depositie. Naast externe factoren zoals windsnelheid en -richting beïnvloeden immers ook interne factoren de indringingsdiepte en de magnitude van randeffecten. Een van die factoren is het bostype (loofbos versus naaldbos), wat ook in de interne zones van bossen sterk de depositie van N en S bepaalt. In acht bosbestanden in Vlaanderen werden randeffecten op N- en S-depositie vergeleken tussen Zomereik *Quercus robur* en Ruwe berk *Betula pendula* enerzijds, Corsicaanse en Oostenrijkse den, *Pinus nigra* ssp. *laricio* en *Pinus nigra* ssp. *nigra* var. *nigra* anderzijds (Figuur 4, Wuyts et al. 2008a, 2008b). Randeffecten in homogene loofbossen dringen minder diep door en veroorzaken een kleinere verhoging van de N- en S-depositie dan in naaldbossen (Figuur 7). De doorvaldepositie in de eerste twee meter van de bosrand was voor eik 18%, voor berk 25% en voor den 63% hoger dan de doorvaldepositie in de boskern; de toename in doorvaldepositie van S bedroeg respectievelijk 35, 54 en 94%. Gemiddeld over de ganse bosrandzone (± 60 meter) was de doorvaldepositie van N en S in de loofbestanden tussen 2 en 14% verhoogd relatief t.o.v. de interne zone, terwijl in de dennenbestanden de nabijheid van de bosrand aanleiding gaf tot een verhoging van 26 en 45%. Onderzoek op Fijnspar *Picea abies* en Beuk *Fagus sylvatica* in Zweden, Duitsland en Denemarken bevestigde de meer uitgesproken randeffecten op N- en S-depositie in naaldbossen. Ook nitraatconcentraties en -uitspoeling in de bodem worden beïnvloed door het bostype (Wuyts et al. 2011). De nabijheid van de bosrand leidt tot een anderhalf keer grotere toename in nitraatuitspoeling in naald- dan in loofbestanden (21 versus 14 kg N per ha per jaar).

Binnen hetzelfde bostype heeft ook de bestandstructuur een invloed op de grootte van randeffecten op (doorval)depositie. In acht homogene bestanden van Corsicaanse den, Grove den en Oostenrijkse den werd de invloed van bestandskarakteristieken op randgradiënten van N- en S-doorvaldepositie onderzocht (Wuyts 2009). Niet het grondvlak of het stamtal maar de bladoppervlakte-index (de hoeveelheid bladoppervlakte per eenheid van grondoppervlakte, leaf area index of LAI) van de bestanden beïnvloedt de grootte van de randeffecten op N- en S-depositie. In bestanden met een ijle kroonlaag dringen randeffecten dieper door, maar geven aanleiding tot een kleine verhoging van de depositie. In bestanden met een dichtgesloten kroonlaag wordt het tegenovergestelde effect waargenomen (Figuur 3). Het resultaat is dat minimale randeffecten worden verkregen in bestanden met een ofwel zeer ijle ofwel zeer dichte kroonlaag. Het dunnen van bestanden reduceert tijdelijk de LAI, waardoor de grootte van randeffecten op atmosferische depositie kan worden gestuurd. Dunnen heeft natuurlijk ook effecten op het ganse bestand, via veranderingen in lichtbeschikbaarheid, temperatuur, depositie en neerslaginterceptie,

en is daarom niet aan te raden indien enkel uitgevoerd in functie van het mitigeren van randeffecten. De mate van depositietoename in de bosrand wordt eveneens beïnvloed door de kroondiepte van het bestand, met grotere toenames bij diepere kronen, maar dit effect is terug te brengen tot een effect van een verhoogde LAI.

Zowel uit een windtunnelstudie als uit een veldstudie in Vlaanderen en Nederland blijkt dat de vorm van de bosrand de randeffecten op atmosferische depositie sterk bepaalt (Wuyts et al. 2008c, 2009). Een graduele rand, waarvan de begroeiing geleidelijk toeneemt in hoogte, is in staat om de windstroming die de bosrand nadert geleidelijk af te leiden, waardoor minder turbulenties optreden aan de rand en de inwaaiende windstroming richting de boskern sneller vertraagt dan bij abrupte randen. Randeffecten op depositie zijn hierdoor minder uitgesproken bij structuurrijke, geleidelijke randen met mantel- en zoomvegetatie (**Figuur 1**) omdat zowel de mate van verhoging als de indringingsdiepte gereduceerd is. Zelfs wanneer de depositie op de anders afwezige mantel- en zoomvegetatie mee in rekening wordt gebracht, zorgt de aanleg van een geleidelijk opgaande rand voor een netto verlaging in de aanvoer van N en S in de rand. De veldstudie wees erop dat de graduele rand mooi moet aansluiten op zowel de vegetatie in het open gebied als het achterliggende bos. Zelfs kleine abrupte hoogteverschillen van enkele meters geven aanleiding tot een lokale verhoging van de doorvaldepositie en verminderen het mitigerende effect van de mantel- en zoomvegetatie en dienen dus vermeden te worden.

Conclusie

Bosranden zijn potentiële hotspots voor biodiversiteit. Los van het biogeochemieverhaal vormt een goede inrichting van de bosrand als geleidelijke verandering in begroeiingshoogte met een zoomvegetatie, een struikengordel en een bosmantel een potentievolle basis ter bevordering van de biodiversiteit. Maar in regio's met hoge luchtverontreiniging zoals Vlaanderen hebben bosranden te lijden onder een grotere aanvoer van vermestende en verzurende polluenten via atmosferische depositie dan boskernen. Dit leidt tot verschuivingen in nutriëntencycli, verhoogde nitraatuitspoeling en verschuivingen in soortensamenstelling van de flora in de bosrand relatief t.o.v. de boskern. Verdere emissiereducties van vermestende en verzurende polluenten zijn noodzakelijk, maar ook beheerders kunnen met doordacht randenbeheer de atmosferische depositie van vermestende en verzurende polluenten in bosranden verminderen door randeffecten te verzachten. Mogelijke beheeropties zijn de omvorming van naaldbossen naar bostypes met loofbomen en de aanleg of ontwikkeling van een geleidelijk opgaande, structuurrijke en soortenrijke mantel- en zoomvegetatie aan bestaande abrupte bosranden. Beide maatregelen verminderen zowel de mate van depositieverhoging in de bosrandzone als de indringingsdiepte van het randeffect op depositie. Deze beheermaatregelen creëren een win-winsituatie omdat ze zowel de bescherming van het milieu als de biodiversiteit bevorderen.

AUTEURS:

Karen Wuyts is doctorassistent aan het departement Bio-ingenieurswetenschappen van de Universiteit Antwerpen. Ze schreef haar doctoraat over biogeochemie in bosranden aan het Labo voor Bos & Natuur (ForNaLab) van de Universiteit Gent, met financiering van IWT-Vlaanderen en het Bijzonder Onderzoeksfonds van de Universiteit Gent. An De Schrijver is post-doctoraal onderzoeker en Kris Verheyen

is professor, beide aan het Labo voor Bos & Natuur. Jeroen Staelens is wetenschappelijk medewerker van de Vlaamse Milieumaatschappij.

CONTACT:

Karen Wuyts, Departement Bio-ingenieurswetenschappen, Universiteit Antwerpen, Campus Groenenborger, Groenenborgerlaan 171, 2020 Antwerpen. E-mail: karen.wuyts@ua.ac.be

Summary:

WUYTS K., DE SCHRIJVER A., STAELENS J. & VERHEYEN K. 2013. THE BIOGEOCHEMISTRY OF FOREST EDGES AND ITS EFFECTS ON BIODIVERSITY. NATUUR.FOCUS 17-23 [IN DUTCH].

Forest edges are becoming the dominant features of many landscapes in the world. They are potential hotspots for biodiversity as they amalgamate species from the forest and the adjacent open land and additionally accommodate forest-edge species. Forest edges suffer elevated levels of atmospheric deposition, even more than forest interiors. The deposition of nitrogen and potentially acidifying pollutants is enhanced at edges by up to a fivefold in comparison with the forest interior. Deposition enhancements occur up to a distance of about

100 m from the edge. The higher nitrogen deposition in edges results in higher nitrate concentrations in the soil solution and nitrate leaching to the groundwater in edges than in interiors. In the upper mineral soil, soil acidification due to enhanced potentially acidifying deposition at edges is buffered by higher input of base cations, but in the deeper soil horizons buffering is incomplete and soil pH is lower at edges than in interiors. Higher nitrogen availability at edges results in lower biodiversity through dominance of competitive and generalist species and homogenization of the floral composition. Well-considered edge management, e.g. by conversion of coniferous to deciduous forests and the creation or development of gradual forest edges, can reduce edge effects on deposition of nitrogen and potentially acidifying pollutants and their effects on nutrient cycling and biodiversity.

Referenties

- Bergès et al. 2013. Unexpected long-range edge-to-forest interior environmental gradients. *Landscape Ecology* 28: 439-453.
- De Schrijver et al. 2007. On the importance of incorporating forest edge deposition for evaluating exceedance of critical pollutant loads. *Applied Vegetation Science* 10: 293-298.
- De Schrijver et al. 2012. Verzuring van terrestrische ecosystemen. Oorzaken, remedies en gevolgen voor biodiversiteit. *Natuurfocus* 11: 137-143.
- López-Barrera et al. 2007. Fragmentation and edge effects on plant-animal interactions, ecological processes and biodiversity. In: *Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes*, A.C. Newton (Ed.), p. 69-101.
- McCollin 1998. Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography* 21: 247-260.
- Murcia 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* 10: 58-62.
- Stortelder et al. 2001. Beheer van bosranden. Van scherpe grens tot soortenrijke gradiënt. KNNV.
- Veling et al. 2004. Bosrandbeheer voor vlinders en andere ongewervelden. KNNV.
- Willi et al. 2005. The modification of ancient woodland ground flora at arable edges. *Biodiversity & Conservation* 14: 3215-3233.

- Wuyts et al. 2008a. Comparison of forest edge effects on throughfall deposition in different forest types. *Environmental Pollution* 156: 854-861.
- Wuyts et al. 2008b. Patterns of throughfall deposition along a transect in forest edges of silver birch and Corsican pine. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 449-461.
- Wuyts et al. 2008c. The impact of forest edge structure on longitudinal patterns of deposition, wind speed, and turbulence. *Atmospheric Environment* 42: 8651-8660.
- Wuyts et al. 2009. Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257: 679-687.
- Wuyts 2009. Patterns of throughfall deposition, nitrate seepage, and soil acidification in contrasting forest edges. Doctoraats thesis, UGent.
- Wuyts et al. 2011. Soil inorganic N leaching in edges of different forest types subject to high N deposition loads. *Ecosystems* 14: 818-834.
- Wuyts et al., in druk. Edge effects on soil acidification in forests on sandy soils under high deposition load. *Water, Air, and Soil Pollution*.