

Dræn- og lavbundsvirkemidlers klimaeffekter	Ansvarlig	DEON
	Oprettet	22-12-2021
Projekt: 7883 - Videreudvikling og optimering af målrettede dræn- og lavbundsvirkemidler	Side	1 af 8

Indhold

1. Indledning.....	1
2. Hvilke faktorer påvirker emission af klimagasser fra virkemidlerne?.....	2
2.1 Lattergas (N ₂ O)	2
2.2 Metan (CH ₄).....	2
3. Udledninger af drivhusgasser	3
3.1 Klimaeffekt af drænvirkemidler i Danmark	6
Referencer	7

1. Indledning

Der er i Danmark sat et mål om at reducere mængden af kvælstof, der udledes til vandmiljøer og her kan drænvirkemidler spille en vigtig rolle. Disse virkemidler inkluderer minivådområder, filtermatricer, vandmættede randzoner, afbrudte dræn og intelligente bufferzoner.

Nuværende dræn- og lavbundsvirkemidler

- 1. Minivådområder.** Indeholder skiftevis dybe bassiner med åbent vand og lavbundede zoner med tæt vegetation. Der vil også ofte være et sedimentationsbassin før selve minivådområdet, der har til formål at samle sediment og partikulært fosfor. Den gennemsnitlige N- og P-fjernelse er henholdsvis 20-30 % og 40-50 %.
- 2. Filtermatricer eller matrice-minivådområder.** Disse minivådområder kræver mindre plads end de åbne minivådområder. Vandet ledes gennem en matrice, der består af træflis og som vil have reducerende forhold. Typisk vil der også her etableres et sedimentationsbassin inden matricen. N-fjernelsen er 50-70 %. P-fjernelsen varierer meget, og kan endda være negativ.
- 3. Vandmættede randzoner.** Dette virkemiddel kræver kun en randzone mellem dyrkningsfladen og vandløbet, hvor en reguleringsbrønd er med til at sikre at drænvandet opstaves og fordeles på langs med randzonen ud i perforerede rør. Den gennemsnitlige N-fjernelse er 50 % og P-fjernelse afhænger af den konkrete lokalitet, men kan være høj
- 4. Afbrudte dræn.** Dette virkemiddel benytter sig af samme princip som de vandmættede randzoner, men hvor der her ikke nødvendigvis skal installeres reguleringsbrønd og fordelerrør. Når dræne afbrydes, overrisles og infiltreres randzonen med vandet. For at sikre at denne infiltration sker, kræver dette virkemiddel derfor en bredere randzone. N-fjernelsen her er gennemsnitlig 50 %.
- 5. Intelligente bufferzoner.** Her etableres en grøft i randzonen, hvori drænvandet ledes ned. Mellem grøften og vandløbet vil der være en bufferzone med buske og træer der dels er med til at optage næringsstoffer, og dels er med til at øge vandets opholdstid. Den gennemsnitlige N- og P-fjernelse er det samme som for de åbne minivådområder.

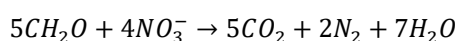
Fælles for disse virkemidler er, at de opfylder de rette betingelser for denitrifikation, der er en vigtig proces for fjernelsen af kvælstof. Denitrifikation er dog også forbundet med udledning af lattergas (N_2O), der er en potent drivhusgas med GWP (global warming potential) på 265 (Myhre, Shindell and Pongratz, 2014). Derudover danner de iltfattige vådområder også gode betingelser for dannelse af metan (CH_4), der med et GWP på 28 også udgør et klimamæssigt problem, hvis denne gas emitterer fra virkemidlerne.

Disse drænvirkemidler kan altså have betydelige klimaeffekter, og der er derfor risiko for at problemet med kvælstof blot udskiftes med et problem med udledning af drivhusgasser. Formålet med dette notat er at belyse omfanget af virkemidlernes klimaeffekter på landsplan.

2. Hvilke faktorer påvirker emission af klimagasser fra virkemidlerne?

2.1 Lattergas (N_2O)

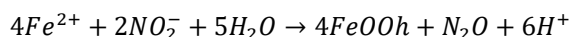
Det primære formål med drænvirkemidlerne er at fjerne kvælstof og derfor er heterotrof denitrifikation en vigtig proces, der skal optimeres mest muligt. Ved denitrifikation omdannes nitrat (NO_3^-) til frit kvælstof (N_2), med organisk materiale som elektrondonor:



Denitrifikationen er en anaerob proces, og nitratfjernelsen afhænger derfor af, at der dannes iltfrie forhold i vådområdet. Derudover vil faktorer som temperatur, nitratkoncentration, mængden af organisk materiale, samt pH-værdi påvirke kvælstoffjernelsen ved denitrifikation

Under denitrifikation dannes der mellemprodukter, blandt andet lattergas (N_2O). Lattergas er en potent drivhusgas, og emissionen af dette er altså med til at give en negativ klimaeffekt af de forskellige typer vådområder. Dannelsen af lattergas opstår når denitrifikationen ikke forløber til ende, hvilket sker når de denitrificerende mikroorganismer udsættes for ilt. Mængden af ilt i vandet og sedimentet er altså en vigtig faktor for emissionen af lattergas. Som oftest vil der opstå anoxiske forhold i sedimentet i de pågældende drænvirkemidler, men der vil også være lommer af ilt enkelte steder. Især omkring rødderne af de vandlevende planter kan der være et iltholdigt lag, hvilket bremser denitrifikationen og i stedet fremmer nitrifikation. Nitrifikation-denitrifikation udvekslingen er en fordel i forbindelse med N-effektiviteten i vådområder, da det er med til at øge kvælstoffjernelsen fordi ammonium og ammoniak omdannes til nitrit og nitrat som så omsættes til frit kvælstof (N_2), (Reddy, Patrick Jr and Lindau, 1989), men det er en ulempe i forhold til klimaeffekten, da det øger risikoen for N_2O -dannelsen.

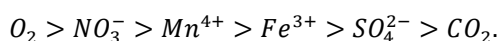
Udover den mikrobielle denitrifikation, kan der også ske kemodenitrifikation, hvorfra der også kan udledes lattergas, da nitrit (NO_2^-) reduceres til N_2O :



Dette kan altså også være en kilde til udledning af lattergas i vådområdet, men det vil kun udgøre en mindre del; den primære kilde til lattergas i et vådområde vil stamme fra heterotrof denitrifikation. De faktorer, der påvirker kemodenitrifikation er mængden af $Fe(II)$, nitrit, nitrat og organisk kulstof (Wang *et al.*, 2020). Generelt vil kemodenitrifikation kun ske under meget specifikke forhold, hvor der er store mængder af både jern og nitrat (Petersen *et al.*, 2020).

2.2 Metan (CH_4)

I vådområder kan der opstå meget reducerede forhold efterhånden som den nedre vandsøjle og sedimentet holdes iltfrit og elektronacceptorerne forbruges. De typiske elektronacceptorer i vådområder fra det højeste (320 mV) til det laveste (-250 mV) redoxpotentiale er:



Når sedimentet opnår meget reducerede forhold (mindre end -200 mV), omdanner metanogene bakterier CO₂ til metan (CH₄). Produktionen af metan afhænger altså meget af tilstedeværelsen af andre elektronacceptorer, som igen afhænger af temperaturen og den hydrauliske opholdstid (HRT) i vådområdet. Jo højere temperatur og jo længere HRT, jo flere elektronacceptorer forbruges og jo mere metan dannes der. Metanproduktionen kan altså nedbringes ved at reducere den hydrauliske opholdstid eller på anden måde sørge for at der er andre elektronacceptorer, som eksempelvis NO₃⁻ eller SO₄²⁻ tilstede (Carstensen *et al.*, 2019, 2021).

Vådområderne vil dog have forskellig biokemiske forhold og derfor forskellig risiko for emission af metan. En filtermatrice vil eksempelvis opnå mere reducerede forhold end et åbent minivådområde (Zak D., personlig kommunikation). Derfor anbefales det, at filtermatricer suppleres med et lag (50 cm) umættet træflis, således der er mulighed for en reoxidering af metanen ved hjælp af metanotrofe bakterier inden den emitterer til atmosfæren (Audet J., personlig kommunikation). For åbne minivådområder, bufferzoner og randzoner vil der naturligt være mulighed for denne reoxidering; det åbne vand i overfladen er som oftest iltholdig og vil dermed facilitere reoxideringen. På samme måde kan det iltholdige lag omkring vandplanternes rødder også reoxidere metanen inden den emitterer til atmosfæren (Carstensen *et al.*, 2021). Til gengæld kan planter samtidig også fungere som "skorstene" for metanen, idet gassen kan diffundere op og ud gennem stænglerne (Whiting and Chanton, 1993; Le Mer and Roger, 2001).

Udover planter som en transportvej for metanen, kan gassen også indkapsles i luftbobler, der derefter kan flyde op til vandoverfladen. Denne type emission kan udgøre en signifikant del af den samlede udledning af metan (Elgood *et al.*, 2010). Endelig kan metanen også diffundere langsomt op gennem vandfasen (Bubier and Moore, 1994).

3. Udledninger af drivhusgasser

I Tabel 1 ses en oversigt over hvor meget lattergas og metan der udledes fra forskellig typer vådområder, og deres tilsvarende CO₂-ækvivalenter. Disse udledninger dækker både over fluxen af gasser fra overfladen af vådområdet og mængden af opløste gasser i vandet. Drivhusgasser i vandet udledes altså ikke nødvendigvis direkte fra dræn-/lavbundsvirkemidlet, men kan transporteres med vandet og udledes andetsteds, hvilket der her tages højde for.

Udover metan og lattergas, udledes der også CO₂ fra vådområder, men dette udignes som regel af den primærproduktion og lagring af kulstof, der sker i vådområdet (Audet *et al.*, 2013).

Som det ses i Tabel 1 er der stor variation i udledningerne af lattergas og metan. Dette skyldes primært forskellene fra sæson til sæson, hvor temperaturen varierer markant i det tempererede klima. Nedbør i Danmark varierer kun i mindre grad over året, men grundet nedsat fordampning i vinterhalvåret, samt mindre plantevækst og dermed evapotranspiration, tilføres der langt større mængder vand til virkemidlet om vinteren.

Det ses altså, at drænvirkemidler kan være momentære hotspots for drivhusgasudledninger, men det kan diskuteres hvorvidt den samlede udledning ville ændres uden tilstedeværelsen af virkemidlerne. For så længe vandløb eller andet overfladevand modtager nitratholdigt drænvand, vil der ske en lattergasemission blot længere nedstrøms og over et større areal (Audet, J., 2021, personlig kommunikation). Det skal desuden tages i betragtning at drænvirkemidler ofte etableres på arealer, der før blev dyrket intensivt og som derfor potentielt udledte højere mængder lattergas, sammenlignet med vådområdet (Petersen *et al.*, 2012).

På den anden side må det antages at metanudledningen stiger når der etableres drænvirkemidler. Jorden vandmættes, og der skabes meget reducerede forhold, der resulterer i metandannelse. Disse forhold, der faciliterer metanemission, ville ikke have fundet sted uden vådområderne. På den måde kan

drænvirkemidlerne altså være med til at øge drivhusgasudledningerne, sammenlignet med et scenarie, hvor arealet er i landbrugsdrift.

Det skal dog også tages i betragtning at et vådområde også kan være en sink for drivhusgasserne. CO_2 optages selvfølgelig under primærproduktionen og kan lagres i sedimentet. Derudover kan N_2O have en negativ nettoudledning, hvilket skyldes, at der tilføres lattergas til vådområdet med drænvandet, som derefter kan indgå i nitrifikation eller denitrifikation, hvor det omdannes til NO_3^- eller N_2 . Dette sker især under begrænset tilførsel af nitrat til vådområdet (Audet *et al.*, 2014). Endelig kan drænvirkemidlet også være en sink for CH_4 , hvis der tilføres metan med drænvandet, som efterfølgende reoxideres og emitterer som CO_2 (Cheng *et al.*, 2021).

Tabel 1: Udledning af lattergas og metan, omregnet til CO₂-ekvivalenter, fra forskellige typer drænvirkemidler.

Udledning af lattergas

Drænvirkemiddel	Lokalitet	g CO ₂ -eq/m ² /år	Gennemsnit	Reference
Filtermatrice	Danmark	-62,5 til 6.157,5	1.357,6	(Audet <i>et al.</i> , 2021)
IBZ	Danmark	-4,2 til 149,9	72,9	(Carstensen <i>et al.</i> , 2021)
Vandmættet randzone	Iowa, USA	46,6 til 242,8		(Davis <i>et al.</i> , 2019)
Bufferzone	Holland	83,3 til 166,6		(Hefting, Bobbink and de Caluwe, 2003)
Minivådområde	Holland	204,1 til 807,9		(de Klein and van der Werf, 2014)
Filtermatrice	Ontario, Canada	-820,8 til 2.219,1	16,4	(Elgood <i>et al.</i> , 2010)
Minivådområde	Frankrig		39,1	(Mander <i>et al.</i> , 2021)

Udledning af metan

Drænvirkemiddel	Lokalitet	g CO ₂ -eq/m ² /år	Gennemsnit	Reference
Intelligent bufferzone	Danmark	504,0 til 2.673,1		(Carstensen <i>et al.</i> , 2021)
Minivådområde	Holland	1.829,3 til 2.538,7		(de Klein and van der Werf, 2014)
Filtermatrice	Ontario, Canada	-35,4 til 16.842,6	4.577,3	(Elgood <i>et al.</i> , 2010)
Minivådområde	Sverige	327,0 til 17.660,2		(Stadmark and Leonardson, 2005)

3.1 Klimaeffekt af drænvirkemidler i Danmark

Minivådområder og filtermatricer er på nuværende tidspunkt de eneste drænvirkemidler, der er implementeret rundt omkring i landet i forhold til reguleringen og indsatskravene, da de resterende stadig er i proces til at blive godkendte virkemidler. Af de to typer, er minivådområderne mest udbredte: Der er på nuværende tidspunkt, december 2021, cirka 50 ha minivådområder og 0,32 ha filtermatricer etableret.

Fra litteraturstudiet er det fundet at minivådområder udleder metan og lattergas, der samlet set svarer til 1.457,1 til 8.102,9 g CO₂-eq/m²/år og gennemsnitligt 2.838,3 g CO₂-eq/m²/år. Filtermatricer udleder i alt -477,1 til 2.1037,9 g CO₂-eq/m²/år og gennemsnitligt 5.464,3 g CO₂-eq/m²/år. På baggrund af dette, samt udbredelsesarealet af drænvirkemidlerne, kan det vurderes at klimaeffekten samlet set er:

Drænvirkemiddel	Udbredelsesareal, ha	Total udledning (N ₂ O + CH ₄), t CO ₂ -eq/år		
		Minimum	Maximum	Gennemsnitlig
Minivådområder	50	728,6	4.051,4	1.419,1
Filtermatricer	0,32	-1,5	67,3	17,5
Total	50,32	727,0	4.118,7	1.436,6

Den samlede udledning af de danske drænvirkemidler, som er etableret på nuværende tidspunkt, er således på 1.436,6 t CO₂-eq/år (med udgangspunkt i gennemsnittet). Dette svarer rundt regnet til udledningen fra 130 danskere, da hver dansker har et klimaaftryk på 11 CO₂ pr. år med en baggrund i det samlede danske forbrugsbaserede klimaaftryk som udgjorde ca. 61 mio. ton CO₂ i 2019) ifølge [Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet \(2021\)](#)

Referencer

- Audet, J. *et al.* (2013) 'Greenhouse gas emissions from a Danish riparian wetland before and after restoration', *Ecological Engineering*, 57, pp. 170–182. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.04.021.
- Audet, J. *et al.* (2014) 'Nitrous oxide fluxes in undisturbed riparian wetlands located in agricultural catchments: Emission, uptake and controlling factors', *Soil Biology and Biochemistry*, 68, pp. 291–299. doi: 10.1016/j.soilbio.2013.10.011.
- Audet, J. *et al.* (2021) 'Nitrogen removal and nitrous oxide emissions from woodchip bioreactors treating agricultural drainage waters', *Ecological Engineering*, 169(April). doi: 10.1016/j.ecoleng.2021.106328.
- Bubier, J. L. and Moore, T. R. (1994) 'An ecological perspective on methane emissions from northern wetlands', *Trends in Ecology and Evolution*, 9(12), pp. 460–464. doi: 10.1016/0169-5347(94)90309-3.
- Carstensen, M. V. *et al.* (2019) 'Reducing adverse side effects by seasonally lowering nitrate removal in subsurface flow constructed wetlands', *Journal of Environmental Management*, 240(January), pp. 190–197. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.03.081.
- Carstensen, M. V. *et al.* (2021) 'Nitrogen removal and greenhouse gas fluxes from integrated buffer zones treating agricultural drainage water', *Science of the Total Environment*, 774. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145070.
- Cheng, C. *et al.* (2021) 'Exploring simultaneous nitrous oxide and methane sink in wetland sediments under anoxic conditions', *Water Research*, 194, p. 116958.
- Davis, M. P. *et al.* (2019) 'Nitrous Oxide Emissions from Saturated Riparian Buffers: Are We Trading a Water Quality Problem for an Air Quality Problem?', *Journal of Environment Quality*, 48(2), p. 261. doi: 10.2134/jeq2018.03.0127.
- Elgood, Z. *et al.* (2010) 'Nitrate removal and greenhouse gas production in a stream-bed denitrifying bioreactor', *Ecological Engineering*, 36(11), pp. 1575–1580. doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.03.011.
- Hefting, M. M., Bobbink, R. and de Caluwe, H. (2003) 'Nitrous Oxide Emission and Denitrification in Chronically Nitrate-Loaded Riparian Buffer Zones', *Journal of Environment Quality*, 32(4), p. 1194. doi: 10.2134/jeq2003.1194.
- de Klein, J. J. M. and van der Werf, A. K. (2014) 'Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland', *Ecological Engineering*, 66, pp. 36–42. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.04.060.
- Mander, Ü. *et al.* (2021) 'High denitrification potential but low nitrous oxide emission in a constructed wetland treating nitrate-polluted agricultural run-off', *Science of the Total Environment*, 779. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146614.
- Le Mer, J. and Roger, P. (2001) 'Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review', *European Journal of Soil Biology*, 37(1), pp. 25–50. doi: 10.1016/S1164-5563(01)01067-6.
- Myhre, G., Shindell, D. and Pongratz, J. (2014) 'Anthropogenic and natural radiative forcing', in Stocker, T. (ed.) *Climate change 2013: the physical science basis; Working group I contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel of Climate Change*. Cambridge University Press, pp. 659–740.
- Petersen, R. J. *et al.* (2020) 'Nitrate reduction pathways and interactions with iron in the drainage water infiltration zone of a riparian wetland soil', *Biogeochemistry*, 150(2), pp. 235–255. doi: 10.1007/s10533-020-00695-2.
- Petersen, S. O. *et al.* (2012) 'Annual emissions of CH₄ and N₂O, and ecosystem respiration, from eight organic soils in Western Denmark managed by agriculture', *Biogeosciences*, 9, pp. 403–422.
- Reddy, K. R., Patrick Jr, W. H. and Lindau, C. W. (1989) 'Nitrification-denitrification at the plant root-

sediment interface in wetlands', *Limnology and oceanography*, 34(6), pp. 1004–1013.

Stadmark, J. and Leonardson, L. (2005) 'Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal', *Ecological Engineering*, 25(5), pp. 542–551. doi: 10.1016/j.ecoleng.2005.07.004.

Wang, M. *et al.* (2020) 'Role of Chemodenitrification for N₂O Emissions from Nitrate Reduction in Rice Paddy Soils', *ACS Earth and Space Chemistry*, 4(1), pp. 122–132. doi: 10.1021/acsearthspacechem.9b00296.

Whiting, G. J. and Chanton, J. P. (1993) 'Primary production control of methane emission from wetlands', *Nature*, 364(26), pp. 794–795.

STØTTET AF

Promilleafgiftsfonden for landbrug