



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI



NTNU



M-1153|2018

Grønne tak som LOD- og miljøtiltak

NIBIO RAPPORT | VOL. 4 | NR. 172 | 2018



Hans Martin Hanslin¹ og Birgitte Gisvold Johannessen²

¹NIBIO Avd. for grøntanlegg og miljøteknologi, ² NTNU Institutt for bygg- og miljøteknikk

TITTEL/TITLE

Grønne tak som LOD- og miljøtiltak

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Hans Martin Hanslin og Birgitte Gisvold Johannessen

DATO/DATE:	RAPPORT REPORT NO.:	NR./	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
10.01.2019	4/172/2018		Åpen	10053	17/03113
ISBN:	ISSN:		ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02241-1	2464-1162		31		

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Einar Flaa

STIKKORD/KEYWORDS:

Grønne tak, overvannsdiskonering, LOD, biologisk mangfold, økologiske funksjoner

Green roofs, stormwater management, SUDs, biological diversity, ecological functions

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Grøntmiljø, økologi, hydrologi

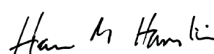
Urban greening, ecology, hydrology

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Grønne tak kan bidra med mange økosystemtjenester og funksjoner som å holde tilbake og fordrøye nedbør på tak, fremme biologisk mangfold, estetikk osv., inkludert nye trender som takhager og urbane uterom, dyrking av mat og kombinasjoner med solcellepaneler. I denne rapporten gir vi en oversikt over disse ulike funksjonene, presenterer nye norske data på nedbørshåndteringen og peker på noen sentrale kunnskapshull for å utvikle teknologien videre.

GODKJENT /APPROVED

HÅKON BORCH

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

HANS MARTIN HANSLIN

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Dette er den siste av fire rapporter om oppfølging av de grønne takene som ble etablert i *Fremtidens byer*-prosjektet og gir en statusrapport for bruk av grønne tak i Norge i dag. Det har vært en betydelig utvikling både i bransjen og teknologien bare på disse få årene, men fortsatt er det en del utfordringer og muligheter for enda bedre løsninger.

Takk til Einar Flaa og Miljødirektoratet for oppdraget og positivt engasjement gjennom prosjektet. Takk også til produsenter og leverandører av grønne tak og de ansvarlige hos kommunene med forsøksstak for innspill og bidrag med informasjon i prosjektet.

Særheim 28.12.18

Hans Martin Hanslin

Trondheim, 28.12.18

Birgitte Gisvold Johannessen

Sammendrag

Grønne tak kan bidra med mange økosystemtjenester og funksjoner som å holde tilbake og fordrøye nedbør på tak, fremme biologisk mangfold, estetikk osv. inkludert nye trender som takhager og urbane uterom, dyrking av mat og kombinasjoner med solcellepaneler. I denne rapporten gir vi en oversikt over disse ulike funksjonene, presenterer nye norske data på nedbørshåndteringen og peker på noen sentrale kunnskapshull for å utvikle teknologien videre.

En av hovedfunksjonene til grønne tak er å holde tilbake og fordrøye nedbør. Vann holdes tilbake i vekstmassene og dreneringslaget og brukes av vegetasjonen i evapotranspirasjonen. Dette vannforbruket tømmer vannlageret slik at taket kan ta imot mer vann ved neste nedbørshendelse. Norske forsøk viser at sedumtak med 3 til 8 cm vekstmasser kan holde maksimalt fra 10-15 til 25 mm vann. Denne vannlagringskapasiteten setter en øvre grense på hvor mye nedbør som kan holdes tilbake i en nedbørshendelse. Å realisere denne lagerkapasiteten forutsetter at taket er helt tørt før en nedbørshendelse. Det er sjelden tilfellet og under norske forhold er kapasiteten til å holde tilbake og fordrøye vann begrenset av vegetasjonen sin evne til å bruke vann, både i vekstsesongen og om vinteren. Maksimal observert retensjon i norske forsøk er 12-16 mm for en nedbørshendelse. Det er stor variasjon i estimatene avhengig av hvor fuktig systemet er når nedbøren starter. Median retensjon er 5-7 mm i perioden mai til oktober, og mange av de mindre nedbørshendelsene gir ingen avrenning fra de grønne takene. Det er liten eller ingen forskjell på effekten mellom systemer med ulik lagringskapasitet.

Selv om bidraget til tilbakeholding er begrenset, kan bidraget til fordrøyning av avrenning være vesentlig. De fleste regnhendelser vil ha en betydelig reduksjon og forsinkelse av flomtoppen. Median flomtoppreduksjon for de ulike observerte systemene var 65-90%. Effekten er minst for de største nedbørshendelsene. De største observerte 5 minutt toppene med nedbør ga flomtoppforsinkelser med en median verdi på 7 min, men med en forsinkelse på kun 1 min for de mest ugunstige hendelsene hvor nedbørstopp treffer et vannmettet tak. Oppsummert har norske forsøksdata vist at ekstensive grønne tak effektivt kan fange opp de minste regnhendelsene og bidra til en betydelig forsinkelse og tilbakeholdelse av de mellomstore regnhendelsene. Takene har begrenset kapasitet når det kommer til å forsinke og redusere flomtoppen fra de største regnhendelsene og i perioder med vått tak. Forventede endringer i nedbørsmønster som følge av klimaendringer øker behovet for å se på grønne tak som en integrert del av overvannshåndteringen. Det er spesielt behov for økt retensjon på tak og nedstrøms løsninger som kan håndtere større nedbørsmengder. Takdesign med tekniske løsninger for forsinket avrenning er under utprøving.

Det er økende fokus på rollen grønne tak kan ha som habitat for ulike organismer og dermed et mulig bidrag til biologisk mangfold i byer og landskapet rundt. Urbanisering har sterk negativ effekt på mange organismer. Undersøkelser har vist at grønne tak og særlig tak tilrettelagt som ulike semi-intensive habitat- og biotoptak utnyttes av et stort antall organismer, typisk generalister og spesialister fra tørre systemer som tørrbakker og grunnlendt mark. Det er svært få studier på disse funksjonene fra nordiske forhold. Sedumtak kan bidra med ressurser og levested for et antall organismegrupper, men biologisk mangfold på tak henger nøye sammen med egenskapene til vegetasjonen og spesielt variasjonen i fysisk struktur og funksjoner. Mer tilrettelagte og da spesielt semi-intensive tak kan derfor ha et vesentlig større bidrag til biologisk mangfold enn sedumtak. Vegetasjonen er direkte påvirket av tykkelsen (og til en viss grad sammensetningen) på vekstmassene. Tykkelsen på vekstmasser er derfor en av de viktigste faktorene for biologisk mangfold og økologiske funksjoner på enkelttak i mange studier. Dette er knyttet til effekten av akkumulering av organisk materiale, næringsforsyning og tilgjengelig jordfuktighet på den sentrale rollen vegetasjon har på grønne tak.

Innhold

1	Innledning.....	6
2	FoU aktiviteter og aktører.....	7
2.1	Takene fra <i>Fremtidens byer</i>	7
2.2	<i>iFront</i> nettverket på klimatilpasning (2014-2019).....	7
2.3	Klima2050 og NTNU	7
2.4	NMBU	8
2.5	NIBIO	8
2.6	Oslo Kommune – Strategi for Bygningsintegrert grønnstruktur.....	8
2.7	Norsk Standard.....	8
3	Markedssituasjon og -utvikling	9
4	Overvannshåndtering	10
5	Avrenning av næringsstoffer og forurensing	12
6	Grønne tak og biologisk mangfold.....	14
6.1	Sedumtak.....	14
6.2	Semi-intensive tak og biotak/habitattak	15
6.3	Urban homogenisering.....	19
6.4	Grønne tak som økologisk kompensasjon?.....	19
6.5	Arter med høy økologisk risiko.....	19
7	Grønne tak og karbonregnskap	22
8	Trender og utvikling.....	24
8.1	Habitattak/biotak.....	24
8.2	Takhager og taklandbruk	24
8.3	Kombinasjoner med solcellepaneler	25
9	Kunnskapshull.....	26

1 Innledning

Grønne tak kan ha mange funksjoner, men til nå har det vært mye fokus på overvannshåndtering. Over tid har det blitt større etterspørsel etter andre egenskaper som bidrag til estetikk, biologisk mangfold, byggetekniske effekter og matproduksjon. Det er ønskelig at et tak utfører flest mulig av disse funksjonene. I denne rapporten gir vi en oversikt over kunnskapsstatus for bruk av grønne tak som LOD- og miljøtiltak, mest mulig basert på norske eller nordiske resultater, men også internasjonale studier. Det er en økende bevissthet om bruk av naturbaserte løsninger for klimatilpasning i byer (Enzi m. fl. 2017). Basert på forventet økning i årsnedbør, antall dager med kraftig nedbør og nedbørsmengden på dager med kraftig nedbør (Hanssen-Bauer m. fl. 2015, Klima i Norge 2100) vil slike løsninger bli viktigere i tiden framover. Grønne tak kan inngå som en integrert del av byenes overvannshåndtering med bidrag til ledd 2 i treleddsstrategien for overvannshåndtering (Lindholm m. fl. 2008) ved å forsinke og fordrøye større nedbørsmengder.

I *Fremtidens byer*-prosjektet ble det etablert forsøksstak for utprøving av ulike løsninger og vegetasjon for grønne tak i flere norske byer. NIBIO og NTNU har fulgt opp både avrenning og vegetasjonsutvikling på disse takene på oppdrag fra Miljødirektoratet. Dette er foreløpig siste rapport i det arbeidet. *Fremtidens byer* prosjektet og oppfølgingen av det er et eksempel på hvordan industri, offentlig forvaltning og FoU-aktører kan samarbeide for å løse utfordringer knyttet til blågrønn infrastruktur. Oppfølgingsprosjektet har bidratt til et større nasjonalt nettverk og har initiert FoU aktiviteter. Grønne tak er et marked i utvikling, med nye trender og nye kunnskapsbehov. Resultatene så langt har vist at det kan være vanskelig å overføre metoder og teknologi direkte fra utlandet og at det er stort behov for kunnskap om hvordan løsningene kan tilpasses ulike klimaforhold og forventede klimaendringer.

Tabell 1. I rapporten brukes det ulike uttrykk som defineres her

Ekstensiv tak	Grønt tak med tynt lag veksmasser (5-15 cm) med lavt skjøtelsbehov, typisk sedumtak
Semi-intensiv tak	Grønt tak med noe tykkere vekstmasser (15-40 cm) og moderat behov for skjøtsel.
Intensiv tak	Grønne tak med tykkere vekstmasser (20-100 cm) som krever mer oppfølging og skjøtsel.
Grønn infrastruktur (også blå-grønn infrastruktur)	Med (blå-)grønn infrastruktur menes et strategisk planlagt nettverk av naturlige områder med miljøegenskaper som yter ulike økosystemtjenester. I denne rapporten dekker begrepet også de enkelte komponentene i dette nettverket som grønne tak, plener, infiltrasjonssoner, parker osv.
Generalist vs. spesialist	Beskriver egenskapene til en organisme og hvor sterkt avhengig den er av enkelte ressurser. Generalistene tåler typisk flere ulike miljøforhold og har et større repertoar i byttedyr osv., mens spesialistene har mer snevre krav til f.eks. vekstforhold eller matkilde.
Sedummatte og sedumvegetasjon	Brukes om ferdige matter eller vegetasjon basert på arter fra bergknappfamilien. Inneholder derfor ikke nødvendigvis bare arter fra slekta <i>Sedum</i> .
Tørreng og tørrbakke	Naturtyper på grunnlendt eller annen tørkeutsatt jord dominert av lavvokste tørketolerante arter
Retensjon	prosesser der vann holdes tilbake på taket og ikke gir avrenning
Detensjon	prosesser der avrenning forsinkes (fordrøyes) i tid og størrelse i forhold til nedbørstopp

2 FoU aktiviteter og aktører

Det er mange aktiviteter som er relevante for utvikling av grønne tak både som LOD og miljøtiltak både nasjonalt og internasjonalt. Som del av den blå-grønne urbane infrastrukturen er grønne tak en naturbaserte løsning som bidrar til å løse samfunnsutfordringer gjennom naturlige prosesser. Nettop slike naturbaserte løsninger fremheves som et av de viktigste verktøyene for å bygge resiliente landskap og byer for å sikre økonomisk utvikling og gi positive effekter på miljø og samfunn (Lafortezza m. fl. 2018) gjennom å planlegge og implementere løsninger for leveranse av økosystemtjenester (Keesstra m. fl. 2018). Begrepet naturbaserte løsninger brukes dermed i en mye videre betydning enn tidligere og omfatter løsninger basert på naturlige og semi-naturlige systemer og blågrønn infrastruktur. Det er en betydelig kunnskapsmangel om effektivitet, flerfunksjoner, trade-offs osv. for naturbaserte løsninger generelt (Magnussen m. fl. 2017). Kunnskapsnivået for grønne tak spesielt begynner å nå et nivå der en bedre kan forutsi funksjon og effektivitet, men det er fortsatt mange uløste spørsmål. Her presenterer vi noen av aktivitetene som bidrar til å øke kunnskapsnivået om grønne tak, med hovedfokus på nasjonale aktiviteter. Det er for omfattende å gå inn på internasjonale initiativ, men det er noe aktivitet i relevante klimasoner som kunne vært trukket fram som forskningsprogrammet *Fifth Dimension - green roofs and walls in urban areas* ved Universitetet i Helsinki.

2.1 Takene fra *Fremtidens byer*

Forsøktak ble i 2014 etablert for å sammenligne ulike løsninger for grønne tak under ulikt klima. Takene ble plassert i Tromsø, Trondheim, Bergen, Sandnes, Drammen, Bærum og Oslo. Bent Braskerud (Oslo VAV) sitt tak i Oslo ble også inkludert. Dette taket er allerede godt dokumentert gjennom flere år (Braskerud 2014a, 2014b). Hydrologien ble registrert på fire av takene, dvs. i Trondheim, Bergen, Sandnes og hos Braskerud. Resultater er oppsummert i vitenskapelige artikler av Birgitte Gisvold Johannessen (Johannessen m. fl. 2017, 2018a) og inngår i en doktorgradsavhandling ved NTNU. NIBIO og NTNU har registrert vegetasjonsutviklingen fra året etter etablering og utviklingen er presentert i rapporter til Miljødirektoratet (Hanslin & Johannessen 2015, 2016, 2017). Drift av takene følges opp av kommunene. I tillegg til rapportene er det produsert et faktaark på *Vegetasjon til grønne tak* (M-627|2016) med fokus på sedumtak og et faktaark på *Grønne tak som LOD tiltak* (M-1154|2018). Resultatene viser at både den tekniske oppbygningen av takene og lokalt klima er viktig for hvordan vegetasjonen utvikler seg og hvilke arter som overlever. Effekten på overvannshåndtering beskrives i kap. 4.

2.2 *iFront* nettverket på klimatilpasning (2014-2019)

Det er etablert et nasjonalt klimatilpasningsnettverk, «iFront» med 11 av de største byene i landet. Nettverket koordineres av Miljødirektoratet på oppdrag fra Klima- og Miljødepartementet og skal videreutvikle klimatilpasningsarbeidet i kommunene gjennom å skape en arena for kompetanseheving, kunnskapsdeling og utprøving av klimatilpasningstiltak. Kommunene skal gjennom aktiv deltakelse øke sin egen robusthet i møte med klimaendringene, bidra til kunnskaps- og kompetanseheving i egen region samt til å utvikle klimatilpasningsarbeidet nasjonalt.

2.3 Klima2050 og NTNU

Klima 2050 er et senter for forskningsdrevet innovasjon (SFI) der forskning og næringsliv samarbeider for å styrke Norges innovasjonsevne og konkurransekraft innen klimatilpasning. Senteret er organisert som en SINTEF/NTNU-enhet med flere partnere innen industri, offentlig sektor og FoU. Det forskes på langsiktige løsninger for reduksjon av samfunnsrisiko knyttet til klimaendringer på det bygde miljø. Som et pilotprosjekt er det etablert et full-skala blå-grønt forsøktak på Høvringen renseanlegg i Trondheim der ulike tekniske løsninger og oppbygninger av takene testes og dokumenteres, blant annet kombinasjoner av blå, grå og grønne løsninger for å øke tilbakeholding og fordrøyning av nedbør og stimulere til flerbruk av tak. I tillegg til å observere

takenes respons på klima og værforhold er det også installert en mulighet til å gjøre ekstreme belastningstester via et vanningsystem. Oversikt over pilotprosjektet, senteret og publikasjoner finnes på www.klima2050.no.

Forskningen på hydrologi knyttet til både de grønne takene etablert i regi av Fremtiden byer og Høvringen - Klima2050 taket er knyttet til ansatte og doktorgradsstudenter ved NTNU. Forsøktakene benyttes både i undervisning og til prosjekt/master grader og til to PhD-studier. I tillegg til oppfølging av forsøktak er det blitt jobbet en del med modellering av avrenning fra grønne tak, spesielt ved bruk av EPA's Storm Water Management Model (SWMM).

2.4 NMBU

Det er etablert tre forsøktak på Landskapslaboratoriet for å teste ut blå-grå-grønne løsninger, to med sedummatter over et basseng med Leca og et svart kontrolltak. Takene er dokumentert i en Masteroppgave ved NMBU (Øyre og Trommald 2018). NMBU, Bergknapp AS og Leca AS pluss NVE var med og finansierte takene. NVE har instrumentert takene og har ansvaret for loggerne som logger automatisk. Her logges vann inn og ut og temperatur. Det er satt opp egen nedbørmåler. Det er veiceller på hvert tak. Tilgang på data skal legges ut fortløpende når de er klare. Kontakt: Ingrid Merete Ødegård.

2.5 NIBIO

NIBIO har de siste årene gjennomført to større prosjekter og noen mindre prosjekter med hovedfokus på hydrologi, vegetasjon og multifunksjonalitet, spesielt hvordan en kan etablere systemer som bidrar til flere økologiske funksjoner på tak. En strategisk instituttsatsing *Grønne byer* og et regionalt prosjekt *Robuste og bærekraftige lokalsamfunn i Norge (ROBÆR)*. I disse prosjektene er det etablert 10 målestasjoner for kontinuerlig måling av avrenning fra forsøktak og etablert lengre tidsserier med avrenningsdata for ulike oppbygging av vekstmasser og type vegetasjon. Det er testet sedumbaserte tak, ulike semi-intensive løsninger og nå testes mer moderne utgaver av grasbaserte tak. De har også pågående aktivitet for å forstå vegetasjonsdynamikk på tak, finne egnet vegetasjon og vekstmasser til ulike typer tak og klima. En av de største utfordringene er knyttet til biologisk mangfold og hvordan legge til rette for større mangfold på ekstensive og semi-intensive tak.

2.6 Oslo Kommune – Strategi for Bygningsintegrert grønnstruktur

Bymiljøetaten har utviklet et utkast til en *Strategi for grønne tak og fasader i Oslo* også kalt Bygningsintegrerte grønnstrukturer for 2019-2030 som skal bygge opp under visjonen om Oslo som en levende, vakker og smart by. Denne er per november 2018 på høring. Strategien er basert på tiltak for en mer aktiv planlegging og utvikling av bygningsintegrerte grøntstrukturer i Oslo som skal bidra til et antall økosystemtjenester som å forsinker regnvann og fordrøyer overvann, ivaretar og styrker biologisk mangfold, rekreasjon, produserer mat, estetikk, læring og formidling, regulerer temperatur, dempe støy, rense luft og ta opp CO₂. Tilnærmingen er tilrettelegging med økt kompetanse og kunnskap, og verktøy og systemer for planlegging, etablering og drift av grønne tak og fasader forankret i regelverk og kommunale planer og målformuleringer.

2.7 Norsk Standard

Det er i hovedsak to norske standarder for grønne tak, NS 3840:2015 for planlegging, prosjektering, utførelse, skjøtsel og drift av ekstensive grønne tak og NS 4417:2015 med regler for kvalitet, sortering, pakking og merking av sedummatter som planteskolevarer. I tillegg kommer noen mer generelle standarder på bærekraftige byggverk osv. der grønne tak er nevnt. NS 3840 definerer terminologi, målemetode for dekningsgrad og retningslinjer for ekstensive tak, men mye av informasjonen kan også brukes for semi-intensive og intensive tak. Det arbeides nå med en ny standard for Blågrønn faktor (BF) der grønne tak er en av de blågrønne kvalitetene som vurderes.

3 Markedssituasjon og -utvikling

Menon Economics gjennomførte i 2016 en industrianalyse av grønne tak og fasader-segmentet for Oslo kommune. De fant en betydelig vekst hos spesialiserte leverandører, men også omfattede aktivitet hos mindre spesialiserte leverandører av løsninger og tjenester (Espelien & Wifstad 2016). Markedet for intensive takløsninger ble i 2016 vurdert å være i en tidlig vekstfase, mens markedet for ekstensive tak ble vurdert som tidlig modent. Vi forventer at økt fokus på BREEAM-sertifisering av bygg og innføring av blågrønn faktor (BGF) som verktøy for LOD i flere kommuner vil bidra til videre vekst i markedet.

I tillegg har vi hentet inn oppdaterte nøkkeltall fra de største leverandørene på legging av grønne tak i urbane områder. Det legges årlig rundt 190 000 m² ekstensive og semi-intensive tak i året, der sedumtak utgjør minst 95% av arealet. Dette markedet vokser med rundt 10-30% i året. I hovedsak legges disse grønne takene på nye bygg (90-95%) Det legges også en del mer tradisjonelle torvtak i byer, hovedsakelig på nye bygg, men omfanget er noe usikkert. Fra de største leverandørene er over 90% av sedummattene produsert i Norge, men ikke nødvendigvis med norsk plantemateriale. Oslo og Østlandet utgjør fremdeles det største markedet, men det er en økning i hele landet. Det er økende etterspørsel etter sedumtak i kombinasjon med solceller, takhager generelt, tak med større fordrøyning og tak der det tas mer hensyn til eller legges til rette for biologisk mangfold. Noen av disse trendene behandler vi i mer detalj i kap. 8. Trender og utvikling.

Oppfølging og da særlig i etableringsfasen er viktig for kvalitet på grønne tak. For de ekstensive og semi-intensive takene selger leverandører oppfølging for 50-80% av takene. Manglende oppfølging vurderes av leverandørene som et stort problem for kvalitet og levetid på de grønne takene både for sedumtak og spesielt for mer krevende løsninger som takhager. Ugraskontroll og oppfølging med gjødsling er nøkkelfaktorer for kvaliteten, sammen med vedlikehold av tekniske løsninger som sluk og nedløp. For torvtak rapporteres det om mindre problem og i utgangspunktet overtar eier ansvaret ved legging.

4 Overvannshåndtering

Å redusere og fordrøye avrenning fra tak er en av de viktigste funksjonene til grønne tak. Nedbør holdes tilbake i vekstmassene, filtmatter og dreneringssystemet og brukes av vegetasjonen i deres evapotranspirasjon. Dette forbruket reduserer vanninnholdet i vekstmassene slik at disse kan lagre mer vann ved neste nedbørshendelse. Effekten av disse prosessene er at noe vann holdes tilbake på taket og aldri når nedløpet (retensjon), mens avrenningen på det resterende forsinkes i forhold til avrenning fra et svart tak (detensjon). I hovedsak består denne detensjonen av tiden det tar å fylle vannlageret i vekstmassene og i de tekniske løsninger. En får altså både en reduksjon og en forsinkelse i flomtopp. Disse egenskapene er spesielt nyttig der avløpet er basert på fellessystem og det er ønskelig å redusere mengdene overvann som tilføres systemet. Effekten vil avhengige av hvor mye vann som kan holdes tilbake i vekstmassene og hvor mye vann vegetasjonen bruker i perioden før neste nedbørshendelse. Det har vært en del usikkerhet rundt effekten av grønne tak på overvannshåndtering under nordiske forhold, da det kommer mye nedbør i perioder der vegetasjonen bruker lite vann og den utstrakte bruken av tynne sedummatter som i utgangspunktet holder lite vann.

Typiske ekstensive sedumtak med vegetasjonsmatte, filtduk og eventuelt dreneringslag har en oppbygning på 5-15 cm og utgjør mesteparten av de urbane grønne takarealene i Norge i dag. Det foreligger estimerer på retensjon og detensjon for sedumtak fra en rekke internasjonale og noen få norske studier. Det er store variasjoner i de rapporterte dataene. Mye av variasjonen skyldes direkte effekter av forskjeller i nedbørsmønster og klimaets påvirkning på fordamping og vegetasjonen sitt vannforbruk, men også utforming og oppbygning av forsøktakene vil påvirke resultatene. Forsøk har vist at tynne sedumtak med ca. 3 cm substrat kan holde maksimalt 10-15 mm vann, mens noe tykkere løsninger med ca. 8 cm substrat kan holde opp til 25 mm vann. Vannlagringskapasiteten setter en øvre grense på hvor mye nedbør som kan holdes tilbake i en nedbørshendelse. Å realisere denne lagerkapasiteten forutsetter at taket er helt tørt før en nedbørshendelse. Det er sjelden tilfellet.

Flere år med registreringer på ekstensive sedumtak med vannlagringskapasiteter fra 10 til 25 mm lokalisert i Oslo, Sandnes, Bergen og Trondheim har gitt nye estimerer på retensjon og detensjon (Johannessen m. fl. 2018a, oppsummert i Miljødirektoratets faktaark M-1154|2018). Basert på disse målingene vil et sedumtak med en av standardoppbygningene årlig holde tilbake 11-30% av akkumulert nedbør, estimatet øker til 22-46% i perioden mai-oktober når planten har større vannforbruk, mens det nesten ikke er effekt på vinteren. Variasjonen i estimatene skyldes i hovedsak forskjeller i nedbørsmønster og mengder mellom de ulike byene. Det er liten eller ingen forskjell på effekten mellom systemer med ulik lagringskapasitet (tykkelser). Dette skyldes at plantenes vannforbruk er den begrensende faktoren og ikke lagringskapasiteten. Maksimal observert retensjon i norske forsøk er 12-16 mm for en nedbørshendelse. Det er stor variasjon i estimatene avhengig av hvor fuktig systemet er når nedbøren starter. Median retensjon er 5-7 mm i perioden mai til oktober, og mange av de mindre nedbørshendelsene gir ingen avrenning fra de grønne takene. Også her er det liten eller ingen forskjell på effekten mellom systemer med ulik lagringskapasitet.

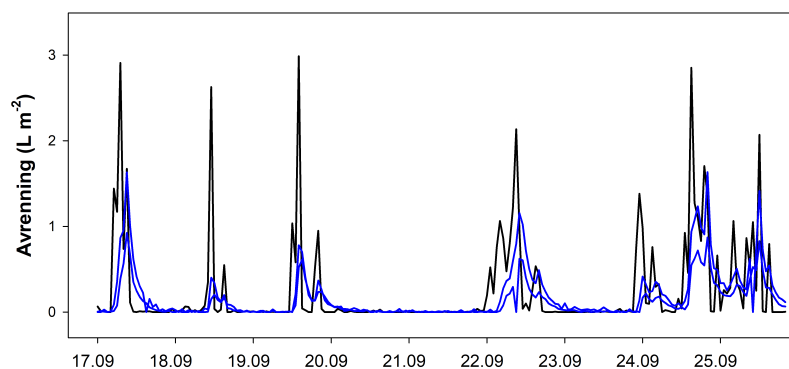
Reduksjon og forsinkelse av flomtopp er nært knyttet til retensjon. Hvor fuktig systemet er ved nedbørsstart og størrelsen på nedbørshendelsen er derfor avgjørende for observert detensjon. De fleste regnhendelser vil ha en betydelig reduksjon og forsinkelse av flomtoppen. Median flomtoppreduksjon for de ulike observerte systemene var 65-90%. Effekten er minst for de største nedbørshendelsene. De største observerte 5 minutt toppene med nedbør ga flomtoppforsinkelser med en median verdi på 7 min, men med en forsinkelse på kun 1 min for de mest ugunstige hendelsene hvor nedbørstopp treffer et vannmettet tak. Observasjonene gjelder småskala skrå forsøktak og noe lengre forsinkelse kan forventes i full skala og på flatere tak. Denne forsinkelsen er noe kortere enn estimerer på rundt 10 minutter fra flere studier (Czemiel Berndtsson 2010).

Ulike typer grønne tak kan forventes å ha ulik effekt på overvannshåndteringen, fra ekstensive tak med et tynt lag vekstmasser og tørketolerant vegetasjon, via semi-ekstensive tak med noe tykkere vekstmasser til intensive tak med tykke lag vekstmasser og mer vannkrevende vegetasjon (Czemiel Berndtsson 2010). Vegetasjonens

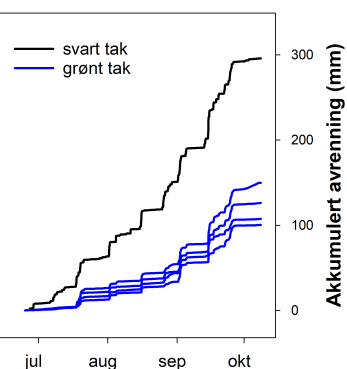
vannforbruk er hovedmekanismen for tømning av vannlagrene mellom nedbørshendelser, men er funnet begrensende for retensjonen (Johannessen m. fl. 2018a). En konstruksjon som holder mer vann vil derfor ikke nødvendigvis bidra vesentlig til retensjon og detensjon, hvis vegetasjonen ikke klarer å tømme mer av vannlageret mellom nedbørsepisoder. Det er en utfordring å finne vegetasjon som bruker mye vann og samtidig klarer å overleve over tid på grønne tak, spesielt da tørkeepisoder. En overgang til tykkere vekstmasser gir muligheter for arter med større vannforbruk og dermed en større effekt på retensjon og detensjon i vekstperioden. Foreløpig har vi ikke tilstrekkelig data på slike løsninger fra nordiske forhold. NIBIO har etablert forsøk med grasbaserte tak i sammenligning med sedumtak, men det er for tidlig å presentere resultater. Det er under utvikling løsninger som kombinerer grå og grønne løsninger med bassenger på tak og kontrollert avrenning via ventil noe som gir muligheter for større bidrag til å øke både retensjon og detensjon.

Sedumtak bør ha en lagringskapasitet på minimum 13 mm vann for overvannshåndteringen. Teoretiske modeller viser at en lagringskapasiteten på minimum 25 mm for de fleste norske lokaliteter, og noe høyere for ekstra tørre og varme lokaliteter på Østlandet kan sikre takene mot tørkeskader i løpet av et grønt taks forventede levetid (Johannessen m. fl. 2017). Denne lagringskapasiteten må økes når en benytter arter med større vannforbruk, men vi har ingen estimater på hvor stor lagringskapasiteten bør være for slik vegetasjon.

Oppsummert har norske forsøksdata vist at ekstensive grønne tak effektivt kan fange opp de minste regnhendelsene og bidra til en betydelig forsinkelse og tilbakeholdelse av de mellomstore regnhendelsene. Takene har derimot begrenset kapasitet når det kommer til å forsinke og redusere flomtoppen fra de største regnhendelsene og i perioder med vått tak. Grønne tak utgjør allikevel et viktig bidrag som andre trinn i treleddsstrategien for overvannsdiskonering ved å redusere de totale mengdene avløpsvann som føres til renseanlegg ved fellessystemer og bidra til en mer naturlig vannbalanse i urbane områder ved en forlenget avrenningsmønster. Forventet endring i nedbørsmønster (Hanssen-Bauer m. fl. 2015) tilsier at grønne tak i økende grad bør kombineres med nedstrøms løsninger for å håndtere de største og dimensjonerende nedbørshendelsene. Utkast av taknedløp på terreng som urbane grasarealer er en slik løsning for håndtering av nedbør gjennom økt infiltrasjon eller tilbakeholding og fordrøyning i tilpasset terrengutforming (Hanslin m. fl. 2018). Denne og tilsvarende kombinerte løsninger for forutsigbar håndtering av store nedbørsmengder bør videreutvikles.



Figur 1. Målt avrenning fra et svart kontrolltak og to sedumtak med 5 cm vekstmasser mellom vegetasjonsmattene og dreneringslaget. Figuren viser tilbakeholding av nedbør på taket og reduksjon i flomtopp og forsinkelse i avrenning og at disse effektene avtar når taket er fuktig



Figur 2. Akkumulert avrenning fra ulike sedumtak sammenlignet med et svart tak

5 Avrenning av næringsstoffer og forurensing

Avrenning av næringsstoffer fra grønne tak er avhengig av hvilke komponenter som er brukt i vekstmassene, særlig da egenskapene til komposten, gjødslingsregimer og alder på taket (Rowe 2011). Det er dokumentert næringsavrenning fra ulike tak under ulike klimaforhold, men det er få direkte sammenligninger av systemer og variasjonen er stor (Johannessen m. fl. 2018b). Studiene finner noe økt avrenning av næringsstoffer rett etter legging, men dette avtar over tid for de fleste næringsstoffene. Langvarig avrenning av fosfor er derimot gjennomgående i flere studier (Van Seters m. fl. 2009, Wang m. fl. 2013, Czemieli Berndtsson 2010, Li & Babcock 2014), en effekt som kan vare fra et til flere år. Fosfor forekommer som ulike organiske og uorganiske fraksjoner og utvasking påvirkes av løselighet og hvordan fraksjonene bindes til de ulike komponentene i vekstmassene. Avhengig av overflateegenskapene og kjemisk sammensetning kan mineralske fraksjoner i vekstmassene binde fosfor og redusere avrenning. Det gjelder spesielt leire og mineraler med jern, aluminium, kalsium og magnesium. Dette har ført til testing av mer effektive bindere som kalkstein og zeolitt som effektivt kan redusere fosforavrenning (Karczmarczyk m. fl. 2017, Johannessen m. fl. 2018b). Vi forventer at grad av utvasking henger sammen med grad av plantetilgjengelighet. Avrenning av både nitrogen og fosfor øker med kraftig nedbør og avrenning av nitrogen kan øke etter lengre tørkeperioder (Li & Babcock 2014). Dette kan skyldes både tørravsetning i perioden og mineralisering av organisk materiale med tilhørende dynamikk i omsetning og binding av nitrogenformer. Det er observert en first-flush effekt der konsentrasjonen av elementer i avrenning er høyest i starten av en nedbørshendelse (Czemieli Berndtsson 2010). Med mindre vekstmassene inneholder fraksjoner med mye lettøselig kalk, vil ikke avrenningen påvirke nedløpet på bygget nevneverdig.

Bruk av lettøselige gjødselslag gir også økt avrenning i lengre perioder etter gjødsling sammenlignet med mer saktevirkende gjødsel (Emilsson m. fl. 2007). Eldre tak og tykkere tak kan fjerne noe nitrogen fra regnvann, og har ofte en akkumulering av næringsstoffer i vekstmasse og vegetasjon over tid. På tynne sedumtak med lite vekstmasser og betydelig lekkasje er det viktig å opprettholde en jevn næringsforsyning med gjødsling for å opprettholde kvaliteten på vegetasjonen, fortrinnsvis med langtidsvirkende gjødsel på vår og forsommer. På tykkere tak vil det være mulig å konstruere vekstmasser og system med mindre behov for gjødsling og mer intern sirkulasjon av næringsstoffer (Wang m. fl. 2013, 2017). Bruk av biokull i vekstmassene kan bidra til å redusere avrenning av fosfor og nitrogen (Kuoppamäki & Lehvävirt 2016) og trolig også andre elementer, men effekten avhenger sterkt av egenskapene til biokullet (Kuoppamäki m. fl. 2016). Det er også foreslått å senke kravene til vegetasjonsdekke og god vekst i takvegetasjonen for å få et tak som har mindre avrenning av næringsstoffer (Wang m. fl. 2017). Uansett tilnærming, vil det helt klart være behov for regionale tilpasninger basert på forskjeller i klima og nedbør utenom vekstsesongen.

I hvor stor grad avrenningen av næringsstoffer er et problem, avhenger av hvor vannet ledes. Ved frakobling av taknedløp og utledning på grasarealer er næringsinnholdet av mindre betydning da det tas opp av vegetasjonen og bindes i jord. Derimot, hvis taknedløpet skal til åpne våtmarkssystemer bør gjødslingsstrategi og oppbygning av vekstmassene tilpasses for å unngå eutrofiering, eventuelt at en bruker et vegetert forfilter før vannet ledes til åpen våtmark. En begynner å få kjennskap til prinsippene for å utvikle vekstmasser med jordbiota og vegetasjon som har en mer lukket næringscyklus med intern sirkulering av næringsstoffene og mindre lekkasje. Dette kan fungere for tykkere vekstmasser, men vil uansett være vanskelig på rene sedumtak da *Sedum* arter er mindre avhengige av mykorrhiza, vekstmassene er tynnere uten muligheter for lagdeling, og variasjonen i miljøforhold er større.

På samme måte som for næringsstoffer, er egenskapene til komponenter som er brukt i takoppbyggingen og vekstmassen avgjørende for avrenning av forurensing som metaller og organiske forbindelser. I de fleste studier finner en slike forbindelser kun i lave konsentrasjoner i avrenningen og de utgjør ikke et vesentlig problem (Czemieli Berndtsson 2010, Rowe 2011, Li & Babcock 2014). Ved bruk av resirkulerte materialer i vekstmassene, bør allikevel løselighet og avrenning av tungmetaller og organiske forbindelser undersøkes.

Det blir diskutert hvorvidt grønne tak kan bidra til bedre luftkvalitet ved å binde partikler fra luft. Planter som *Sedum* og andre arter aktuelle for semi-intensive tak binder noe partikler på bladene (Speak m. fl. 2012), men er vesentlig mindre effektive enn trær og busker (Rowe 2011), samtidig som de er plassert lenger fra utslippsskildene som er nært bakkenivå. Små partikler finner også veien til lufta over grønne tak. Hvor mye partikulært materiale som bindes på et grønt tak vil i stor grad påvirkes av om taket fungerer som et laminært grensesjikt der luften bare beveger seg over vegetasjonen, eller om luftstrømmene faktisk bringer forurenset luft i nærkontakt med bladene. Luft som ikke går gjennom vegetasjonen filtreres ikke (Janhäll 2015). Det akkumuleres betydelige mengder støv på grønne tak (Rowe 2011), men vi har ikke funnet gode sammenligninger av hvor mye og hvilke størrelsesfraksjoner som avsettes på et grønt tak sammenlignet med tilsvarende svarte tak og i hvor stor grad dette faktisk bidrar til bedre luftkvalitet. En vesentlig forskjell er at avsetning på svarte tak raskt finner veien til nedløp, mens avsetning på grønne tak i større grad kan bindes og for organiske forbindelser til en viss grad også brytes ned i vekstmassene. En mer målrettet oppbygning av vekstmassene for mer effektivt å immobilisere eller bryte ned akkumulert forurensing kan være en videreutvikling på forurensede lokaliteter (Wang m. fl. 2017). Grønne fasader vil trolig være et viktigere bidrag til luftkvalitet i byer. De plasseres nede i gaterommet og nærmere utslippsskildene enn grønne tak. Med rett valg av arter gir de en stor overflate for filtrering av luft uten de negative effektene på spredning og fortynning som gatetrær kan ha (Pugh m. fl. 2012).

6 Grønne tak og biologisk mangfold

Grønne tak kan ha ulike bidrag til biologisk mangfold i byer, men effekten avhenger av flere faktorer bestemt både av design og landskapet rundt. Vi kan skille mellom sedumtak og systemer for å etablere et større mangfold, enten leveranse av spesifikke tjenester som estetikk eller ressurser for pollinatorer, til biotoptak som er forenklede kopier av naturlige systemer, typisk tørrbakker og annen grunnlendt mark.

Foruten bidraget til de ulike komponenter av biologisk mangfold og flere økosystemtjenester, legger mangfold i vegetasjonen grunnlaget for prosesser som kan bidra til mer robuste tak ved å gjøre dem bedre i stand til å motstå stressituasjoner og bedre i stand til å reetablere systemet etter skader (Cook-Patton & Bauerle 2012). Det er viktig å være klar over at de abiotiske forholdene på et tak stiller større krav til vegetasjonens egenskaper enn nede på bakken. Særlig lengre tørkeperioder kan ha store effekter på vegetasjonen hvis det ikke er muligheter for vanning. Det er også årsaken til at sukkulent vegetasjon som *Sedum* er mye brukt. Slike arter lagrer vann i bladene og kan overleve lengre tørkeperioder. Utfordringen med ikke-sukkulente vegetasjon er at de i tørkeperioder mister mye vann og kan raskere dø av uttørking. Foreløpig er det sedumtak og mer tradisjonelle torvtak som dominerer i norske byer, men utviklingen av tak med noe tykkere lag av vekstmasser som legger bedre til rette for mer variert vegetasjon og biologisk mangfold blir stadig mer populært

6.1 Sedumtak

Sedumtak er en lettvektsløsning, gjerne for retrofitting på eldre bygninger, men det er også den taktypen det legges mest av på nye tak. Takene er bygd opp med tynne lag av porøse vekstmasser med begrenset evne til å holde på vann og noe vannlagringsfunksjon i filtmatter og dreneringslag. De fysiske egenskapene til vekstmassene er slik at de opprettholder struktur og egenskaper over tid. Derfor er det lite organisk materiale i blandingene. Denne konstruksjonen gir store svingninger i vanninnhold og periodevis svært tørre forhold. Under slike forhold er det i hovedsak sukkulente arter fra *Sedum* (bergknappslekta), *Hylotelephium* (smørbukkslekta) og *Phedimus* (gullbergknappslekta) som overlever i lengden. I vegetasjonsmattene fra produsentene er det ofte fra 3 til 7 arter, ofte et flere kultivarer av samme art. De vanligste artene har et spenn i tørke, kulde og fukttoleranse. I stedet for å levere matter med arter tilpasset ulike klima, er strategien å levere en mangfoldig matte der de lokale forholdene på taket vil sortere i hvilke arter som klarer seg over tid. Dette vil da påvirkes direkte av værforhold, men også hvordan konkurransen mellom artene påvirkes av forholdene (vær, skjøtsel og næringstilgang). Det gjør et artsantallet på sedumtak kan variere ganske mye og resultatene fra *Fremtidens byer* takene viser at artsantallet går ned forholdsvis raskt på mange av takene som en effekt både av klima og konkurranse mellom arter (Hanslin & Johannessen 2017).

I de mer nedbørsrike delene av landet kan også et antall tørketolerante ikke-sukkulente arter klare seg. I forsøk hos NIBIO på Jæren har arter som sauesvingel, tiriltunge, hårsveve, rundbelg, strandsmelle og strandkjempe overlevd og blomstret i flere år innplantet i vanlige sedummatter med minimum 5 cm vekstmasser under vegetasjonsmattene. I tørrere deler av landet er det langt flere lokale tørketolerante arter egnet for tak, men i tillegg også mer krevende forhold på takene med større frekvens av tørkeepisoder. En analyse av frekvensen av tørkeepisoder i ulike deler av landet viste at det i løpet av forventet levetid på et ekstensivt grønt tak vil forekomme tørkeepisoder som potensielt vil drepe ikke-sukkulente vegetasjon med noen års mellomrom, selv i fuktige områder som Bergen (Johannessen m. fl. 2017). Ikke-sukkulente arter vil derfor ha behov for vanning i de mest ekstreme tørkeperiodene.

De sukkulente artene har kun et lite rotsystem, ofte mindre enn 10 % av total biomasse, sammenlignet med typisk opp mot 50% for annen vegetasjon. *Sedum* beholder bladene og store deler av rotsystemet over vinteren, *Phedimus* har ettårige stengler på et flerårig rotsystem mens *Hylotelephium* har ettårige skudd på et flerårig rotsystem med kraftige fusiforme røtter rett under overflaten. Disse tykke røttene fungerer som lager av

ressurser. De fleste *Sedum* og *Phedimus* artene kan sette frø på tak, mens enkelte av *Hylotelephium* artene blomstrer så sent at det er mindre sannsynlig. Frøsettingen er allikevel avhengig av genetisk sammensetning av materialet. Mye av materialet er oppformert vegetativt, slik at det ofte er få genotyper tilstede innen art. For enkelte arter kan dette begrense frøsettingen. Vi har ikke undersøkt dette i detalj, men ser at f.eks. *Sedum album* setter mindre frø enn forventet basert på blomstring og besøk av pollinatorer. Enkelte arter som *Sedum lydium* blomstrer sjelden. Spiretester av innsamlet frø viser god spireevne, spesielt av *Phedimus* artene. Allikevel er det sjelden vi har registrert frøplanter av disse artene på takene. Arter i bergknappfamilien har svært små frø og tilsvarende små frøplanter noe som kan gjøre det vanskelig å etablere seg på et tørkeutsatt substrat. Unntaket er den toårige *Sedum hispanicum*, men den forekommer aldri i store mengder og varierer en del fra år til år.

Sedumtak bidrar til flere økologiske funksjoner, spesielt med ressurser for humler i blomstringssesongen. De ulike sedumartene har et visst overlapp i blomstring juni/juli og noen av *Phedimus* og *Hyletelephium* artene har blomstring utover høsten. Disse artene har alle enkle åpne blomster med ressursene (både pollen og nektar) lett tilgjengelig for mange grupper insekter. På noen av de større takene produseres honning ved å plassere bikuber på takene. Dette bidrar ikke til biologisk mangfold, men sier noe om ressurser tilgjengelig på et sedumtak i blomstringsperioden. Det er ikke mange studier på problemstillingen, men grønne tak fungerer også som matkilde for et utvalg ville bier (Andrenidae, Apidae, Colletidae, Halictidae, Megachilidae), men med en dominans av mellomstore og store arter (Maclvor m. fl. 2015). Et sedumtak vil allikevel gi mindre ressurser for pollinatorer gjennom sesongen enn et tak med større mangfold i arter og spesielt blomstringsperioder. I et landskapsperspektiv og spesielt for mobile arter som humler vil et sedumtak allikevel utgjøre et viktig bidrag til pollen- og nektarressurser i by. Begrep som «sedumørken» er derfor lite veloverveid. Sedumtak bidrar mindre enn semi-intensive tak, men vesentlig mer enn svarte tak - som er det reelle alternativet.

For andre organismegrupper ser vi det etableres en del moser på sedumtak. Noen av disse har ofte fulgt med vekstmattene fra produsenten (typisk ruderalarter som *Ceratodon purpureus*, *Bryum argenteum* og *Funaria hygrometrica*), men over tid kan en få god etablering av andre arter. Spesielt på tak der dekingen av sedumarter avtar, kan mosene øke (Emilsson 2008). Sedumtak med mangelfullt vedlikehold kan over tid også få et vesentlig innslag av karplanter (Bakhtina 2016), spesielt da ruderale arter med frø som lett spres med vind til tak. For en del partier med sedummatter følger det også med betydelige mengder ugrasfrø i vekstmassene. Uten tilstrekkelig vedlikehold i etableringsfasen, kan dette påvirke vegetasjonsutviklingen. En utvikling på sedumtak er å legge tykkere lag med vekstmasser rett over bærende konstruksjon og plante inn annen vegetasjon der. Dette gir et større mangfold i funksjoner og strukturer.

Det er internasjonale studier på forekomst av insekter og andre invertebrater på sedumtak. Dette diskuteres nærmere under 6.2 Semi-intensive tak og biotoptak/habitattak.

6.2 Semi-intensive tak og biotoptak/habitattak

Grønne tak kan potensielt også fungere som habitat for stedegen vegetasjon og dyreliv. De fleste grønne tak har ikke vært lagt til rette spesifikt for dette, men de store konsekvensene av økt urbanisering på tap av habitater og biologisk mangfold i og rundt byer har gitt en økende interesse for såkalte biotoptak som til en viss grad kopierer naturlige systemer. Dette er grønne tak tilrettelagt for økologiske funksjoner generelt eller mer målrettet mot enkelte arter, grupper med arter eller systemer. Slike biotoptak kan inngå som et av flere tiltak i strategier for å gjøre byene mer gjennomtrengelige for spredning av individer og gener ved å binde sammen rester av naturlige forekomster og øke kvaliteten på det urbane landskapet. Fortetting gir lite tilgjengelige arealer på bakken, samtidig som det er store takarealer tilgjengelig (ofte mer enn 30% av totalt byareal). Disse kan utvikles både som reelle habitat og som bidrag til spredningsveier i form av korridorer og «stepping stones». Biotoptak vil stort sett være varianter av semi-intensive tak der en har økt tykkelsen på vekstmassene og tilpasset sammensetningen og legger til rette for livsløp for ulike arter som sandområder, stubber og stein for reirbygging, overvintring osv.

Ettersom grønne tak er isolerte habitater oftest uten kontakt med bakkenivå, vil faktorer som høyde på bygning, takstørrelse, miljøforhold på taket, avstand til og egenskaper til nærliggende tak og tilsvarende systemer på bakken være avgjørende for biologisk sammensetning (Braaker m. fl. 2014). Både prosesser og forhold på enkelttak og prosesser på landskapsnivå kan være avgjørende for forekomst av arter og økologiske prosesser på takene.

Langtidsstudier av grønne tak gir noen designprinsipper for å få biotoptak til å fungere for biologisk mangfold og økologiske funksjoner. Disse er nært knyttet til økologisk teori rundt variasjon i ressurstilgang, graden av stresspåvirkning, størrelse på tak, utvikling av vegetasjonen over tid osv. På landskapsnivå vil faktorer som størrelse og kvalitet på takene i forhold til hva organismene trenger for å fullføre livssyklus ha betydning. Forhold som avstander mellom takene, kvaliteten på områdene rundt og i mellom takene og hvor lett individer av arten kan bevege seg i landskapet spiller inn. Her går vi gjennom kunnskapsstatus for hvordan egenskaper ved enkelttak og landskapet er med å bestemme forekomster av arter og biologisk mangfold på grønne tak.

Forhold på enkelttak

Ekstensive og semi-intensive grønne tak er periodevis utsatt for forholdsvis ekstreme forhold som tørke, vind, frost, soleksponering, og grunt jordsmonn. Dette er analogt til mange tørrbakkssystemer, bergknauser og annen grunnlendt mark. Disse forholdene vil fungere som et filter på hvilke arter som klarer å etablere seg og opprettholde en bestand eller populasjon på et grønt tak. Dette kan til en viss grad kompenseres med oppbygning av vekstmasser som holder mer på vann og aktiv vanning som er mer vanlig for intensive tak og takhager.

Vegetasjonen er helt avgjørende for forekomst av andre organismer på grønne tak, spesielt variasjonen i fysisk struktur og funksjoner. Selve artssammensetningen og artsmangfoldet har til nå vist seg mindre viktig (Madre m. fl. 2013). Det ser altså ut til å være en bottom-up kontroll av andre organismer som invertebrater, der vegetasjonen avgjør hvilke ressurser som er tilgjengelige for andre arter. Dette støtter hypoteser om at større variasjon i ressursgrunnlaget gir muligheter for flere arter. Det ser ut til å være et grunnleggende prinsipp for enkelttak at antall og forekomsten av arter øker med kompleksiteten av vegetasjonen, det vil si at strukturelt mangfold er viktig. Når det gjelder trenden med at antall arter i vegetasjonen er mindre viktig, vil det avhenge noe av hvilke artsgrupper en undersøker. Et visst artsmangfold er nødvendig for å gi en strukturell variasjon. En kan også forvente at artsmangfold vil være viktigere for eksempel for pollenspesialister.

Vegetasjonen er direkte påvirket av tykkelsen (og til en viss grad sammensetningen) på vekstmassene. Tykkelsen på vekstmasser er derfor en av de viktigste faktorene for biologisk mangfold og økologiske funksjoner på enkelttak i mange studier (bl.a. Gabrych m. fl. 2016). Dette er knyttet til effekten av akkumulering av organisk materiale, næringsforsyning og tilgjengelig jordfuktighet på den sentrale rollen vegetasjon har på grønne tak (Bossler & Suszka, 1988). Grønne tak er konstruerte systemer med designete vekstmasser (ofte kalt teknosol), med få komponenter og begrenset opprinnelig biota. Egenskapene til vekstmassene tilpasses den vegetasjonen en ønsker å etablere, men vil være begrenset av bæreevnen til takkonstruksjonen. Det er etter hvert etablert kunnskap om hvordan oppbygningen av vekstmassene kan brukes til å styre vegetasjonsutviklingen i andre grøntarealer, og noe av denne kunnskapen kan tilpasses grønne tak. Utfordringen er at en i de fleste tilfeller må benytte et betydelig innslag av lettere materialer for å holde seg innen vektbegrensningene til taket.

Vegetasjonsdynamikk

En viss grad av stresstoleranse er viktig for en plantearts overlevelse på grønne tak over tid (Ksiazek-Mikenas & Köhler 2018). Antall plantearter kan derfor avta over tid som følge av dårlig tilpasning til mer ekstreme episoder særlig med tørkestress, men også konkurranse mellom arter. Dette tapet kan motvirkes av spontan etablering av nye arter. De få langtidsstudiene som er publisert viser betydelige endringer i vegetasjon på tak og omfattende

spontan etablering som øker antallet arter (Gabrych m. fl. 2016). Det skjer også en endring i artssammensetning i retning en økende andel av stresstolerante arter og ruderalearter (Catalano m. fl. 2016). Denne dynamikken påvirkes av opprinnelige forhold på taket og artenes preferanser (Gabrych m. fl. 2016). Det er observert store forskjeller mellom ruter innen samme studie som viser at lokale småskala forhold er viktige. Økt bruk av lokal heterogenitet som designkriterium kan derfor bidra til å øke biologisk mangfold på større skala. Et poeng her er at takene som mange av disse langtidsseriene er basert på nok var etablert med vegetasjon som i utgangspunktet var mindre tilpasset et liv på tak. Det er vanskelig å forutsi hvordan endringene over tid vil være for tak som etableres nå, der en går mer direkte mot målet med mer optimale valg av vekstmasser og tilpasset plantemateriale.

Variasjon i tykkelse på vekstmassene kan fremme både taksonomisk og funksjonelt mangfold i vegetasjonen og sameksistens av flere plantearter over tid (Heim & Lundholm 2014, Madre m. fl. 2014). Når plantearter utnytter slike komplementære nisjer vil det bidra til leveransen av flere økosystemtjenester (Lundholm m. fl. 2010). På hvilke romlig skala denne heterogeniteten bør etableres er ikke godt dokumentert. Den kan oppnås både gjennom variasjon i tykkelse og egenskaper til vekstmassene og kan suppleres med endringer i balansen mellom næringstilgang og vanntilgang for samspill mellom arter (Vannucchia m. fl. 2018). Miljøforhold i etableringsfasen har en betydelig effekt på hvilke arter som klarer seg og vegetasjonsdynamikken på lengre sikt (Aloisio m. fl. 2017).

Effekter på invertebrater

Det registreres mange arter på grønne tak, spesielt invertebrater som spretthaler og ulike typer biller, bier, maur, og edderkopper. Noen har fulgt med vekstmasser og vegetasjonsmatter, men de fleste har kommet dit spontant. Artene har også ulike strategier for bruk av taket. En del etablerer populasjoner på taket, mens andre bruker det til matsanking og/eller formering med ulik grad av samspill med omliggende areal.

Bare noen få arter som følger sedummatter overlever de tøffe forholdene på takene (Rumble m. fl. 2018), så det er tydelig vanskeligere forhold på tak sammenlignet med oppformeringsforhold for sedumvegetasjon. På intensive tak og takhager kan en også finne en del kompostspesialister blant spretthalene som tydelig har fulgt kompost eller jordblandinger (Joimel m. fl. 2018). Det er bare et par studier på dette, så graden av slik overføring er ikke skikkelig undersøkt, men vi kan forvente at majoriteten av arter på tak har kommet dit spontant. Ikke uventet finner en overvekt av arter med vinger og arter som har kjent vindspredning.

Det er gjennomgående færre arter på tak, enn på bakkenivå (MacIvor & Lundholm 2011). Takene fungerer som et filter basert på spredningsevne og tilpasning til tørrere og varmere forhold. Flere studier viser at grønne tak overveiende domineres av vanlige mobile arter (f. eks. 44% av totalt antall arter av edderkopper, biller, teiger, veps/årevinger var vanlige mobile arter, Madre m. fl. 2013), men også spesialister fra tørre og varme områder forekommer (Madre m. fl. 2013) og kan dominere i enkelte studier og artsgrupper (Kyrö m. fl. 2018). Totalt antall arter varierer mye, både for ulike typer tak, lokaliteter og metoder for observasjoner. Artsantallet kan være stort, f. eks. ble det registrert 161-237 billearter på 17 grønne tak i Basel over to år (Kyrö m. fl. 2018). Til tross for det store antall arter en kan finne, så er antallet individer oftest dominert av noen få arter.

I mange av studiene pekes det på vegetasjonskompleksiteten som viktigere for å forklare artsantall og artssammensetning på et tak enn landskapsfaktorer og andre lokale faktorer. Dette varierer selvsagt mellom artsgrupper, f. eks. har blomstertilgang positiv effekt på biearter (Braaker m. fl. 2017), mens antall plantearter og strukturelt mangfold hadde en positiv effekt på snutebiller og edderkopper (Braaker m. fl. 2017). I noen studier trekkes også betydningen av egenskapene og tykkelsen til vekstmassene frem da arter som bygger reir i bakken ofte har spesifikke krav for både rett kornstørrelse og tilstrekkelig dybde på vekstmassene. Kompleksiteten i vegetasjonen har sammenheng med vekstmassene, så disse forklaringsfaktorene er ofte korrelerte. Betydningen av landskapsfaktorer varierer noe mellom lokaliteter og artsgrupper. Datagrunnlaget er lite i forhold til kompleksiteten i problemstillingen og vil avhenge veldig av om arten lever hele livet oppe på taket, eller bruker

områder rundt til å samle mat eller formere seg. Det gjelder både arter som har reir på bakkenivå og bruker tak for matsanking og motsatt, typisk for større mobile arter som bier og humler. Det er foreløpig for lite kunnskap om i hvor stor grad biotoptak har en positiv nettoeffekt, eller fungerer som økologiske feller eller sink populasjoner der de aktuelle organismene ikke er i stand til å fullføre livssyklus og bidra til populasjonsdynamikken på landskapsnivå (Lepczyk m. fl. 2017). Dette gjelder særlig arter med begrenset mobilitet som planter og vingeløse invertebrater.

Det har vært mye fokus på mesofauna og større arter selv om mye av grunnlaget for næringskjeden på et tak legges av bakterier og sopp som omdanner organisk materiale og gjør plantenæringsstoffer tilgjengelige. Disse organismene har mest sannsynlig vesentlig bidrag til hvordan grønne taksystemer kan fungere (Fulthorpe m. fl. 2018), men det mangler grunnleggende kunnskap både om organismene og deres funksjon på grønne tak. De få gangene det er undersøkt (McGuire m. fl. 2013) finner en mangfoldig sopp sammensetning på grønne tak. Artssammensetningen er forskjellig fra parkjord med et større innslag av sopparter som klarer seg på forstyrret og forurenset grunn. Det er også relativt mer sopp enn bakterier enn for tilsvarende jord fra parker. Dette forholdet beskriver næringsdynamikken og en dominans av sopp vurderes som et mer lukket system med mindre lekkasje av næringsstoffer. Det var gjennomgående mer sekksporesopp (Ascomycota) enn stilksporesopp (Basidiomycota) på grønne tak og Det var både høyt mangfold og forekomst av endomykorrhizasopper (Glomeromycota) som danner arbuskulær mykorrhiza med planterøtter. Mykorrhiza kan ha en viktig rolle for flere av funksjonene til et grønt tak (John m. fl. 2017). Sedumarter er bare sporadisk observert med arbuskulær mykorrhiza (bl.a. John m. fl. 2014), så vi forventer størst effekt av mykorrhiza på mer mangfoldige biotoptak. Ved restaurering av jord ser en at oppbygningen av jordmikroorganismer kan ta tid og at sammensetningen i tidlig fase domineres av pionerarter og stresstolerante arter. Over tid utvikler det seg mer komplekse systemer med flere funksjoner. Det er ikke grunn til å anta at det ikke er det samme mønsteret for mikroorganismer på grønne tak. Det er uvisst om hvor lang tid det eventuelt kan ta før en kommer over denne første pionerfasen og hvilke faktorer som styrer dette på tak. På samme måte som for invertebratene kan disse organismene ha en spredningsbegrensning samtidig med at forholdene på taket kan hindre etablering. Særlig sporer av endomykorrhiza er store og har begrenset spredningsevne. Inokuleringsstudier viser at tilsetning av noen typer organismer kan påvirke næringsnettets (Rumble & Gange 2017), men foreløpig har en ikke nok kunnskap om hverken behovet for eller effektene av slike tiltak.

En utfordring er at grønne tak i stor grad koloniseres av mobile vanlige generalister og færre spesialister. Det kan ha direkte sammenheng med størrelsen på takene. Spesialister trenger ofte større areal for å ha tilgang på nok ressurser. I tillegg endrer urbanisering sammensetningen av invertebrater på bakkenivå (Vergnes m. fl. 2014) der trenden er en økende andel generalister og flyvende arter, og færre spesialister og arter som er avhengige av flere habitat for å fullføre livssyklus. Selv om en del spesialister fra tørre åpne habitater trives på grønne tak, ser det ut til at spesialister generelt kan behøve mer målrettet tilrettelegging av forholdene for at grønne tak kan utgjøre et reelt habitat (Hofmann & Renner 2018, Pétremand m. fl. 2018).

Det er foreløpig svært lite data fra norske tak, men basert på internasjonale studier kan en oppsummere

- det er gjennomgående noe lavere artsantall og forekomst av invertebrater på tak enn på bakkenivå
- artssammensetningen domineres av vanlige mobile generalister, men med betydelig innslag av arter fra varme og eksponerte habitater
- forekomst av arter på tak er mer påvirket av spredningsevnen, enn av hvor godt de er tilpasset miljøet på taket, men dette kan endres over tid
- vind, eksponering, temperatur (sommer og vinter) og tørkedynamikken i vekstmassene er vesentlig forskjellig fra jord på bakkenivå og begrenser antall arter som er tilpasset forholdene.
- en får en betydelig økning av invertebratmangfold ved å gå fra enkle sedumtak til mer sammensatt vegetasjon

- variasjon i tykkelse og sammensetning av vekstmasser og variasjon i struktur og funksjoner til vegetasjonen gir et godt grunnlag for strukturelt og funksjonelt mangfold. Næringsfattige vekstmasser med tykkelser rundt 20 cm er et godt utgangspunkt.

6.3 Urban homogenisering

En utfordring for biologisk mangfold i byer er en genetisk, taksonomisk og funksjonell homogenisering der sammensetningen av organismene en finner på ulike romlig skala, for eksempel i ulike deler av byen og mellom forskjellige byer, blir mer og mer lik (Groffman m. fl. 2014). Dette skyldes at arter dør ut lokalt samtidig med at fremmede arter kommer inn i systemet. Driveren er nedbygging av naturlige systemer slik at spesialister og små populasjoner dør ut. I tillegg etableres det fremmede og invasive arter der urbane områder er nøkkelområder for innførsel og spredning. Dynamikken er ikke alltid helt entydig da en f. eks. kan ha homogenisering av opprinnelig flora, men ikke for innførte arter og at sammenligning ikke holder når en sammenligner ulike biogeografiske regioner (Kühn & Klotz 2006, Pearse m. fl. 2018). Med en relativt artsfattig flora som den norske, er det ikke sikkert en finner så tydelige mønster da dyrkede og andre fremmede arter kraftig øker artsantallet og disse artene kan ha større evolusjonær avstand (og da genetisk, taksonomisk og funksjonell avstand) enn det en finner i lokal vegetasjon. Det er et åpent spørsmål i hvor stor grad dette skjer i Norge og da i hvor stor grad standardisering av løsninger for grønn infrastruktur (GI) (og få aktører nasjonalt) bidrar til denne utviklingen. En bør uansett være klar over problemstillingen og utvikle grønn infrastruktur i et landskapsperspektiv, kanskje også med en større grad av spesialisering mellom ulike anlegg.

6.4 Grønne tak som økologisk kompensasjon?

Noen kunne bli forledet til å tro at grønne tak kan fungere som erstatning for nedbygging eller manglende vern og oppfølging av naturlige systemer (Garmendia m. fl. 2016). Det gir ikke denne sammenstillingen noe grunnlag for å konkludere med. Det er stort fokus på positive effekter av urban grønn infrastruktur (GI), men det fanger ikke i tilstrekkelig grad opp nyanser særlig knyttet til betydningen av bevaring av eksisterende biologisk mangfold og usikkerhet i hvor stor grad GI faktisk fungerer som habitat og korridor for individer og genflyt (ut over den rent fysiske koblingen) (Williams m. fl. 2014). Bevaring og restaurering av naturlige systemer har derfor første prioritet, mens designet GI kommer som et supplement for å kompensere noe for arealer som allerede er nedbygd og de negative effekter urbanisering og fortetting har på spredningsmulighetene i landskapet. Konseptet *Biodiversity sensitive urban design* (Garrard m. fl. 2018) er et nyttig utgangspunkt. Selv om biotoptak bidrar til biologisk mangfold i urbane områder, har vi ikke dokumentasjon på at de kan fungere som fysisk økologisk kompensasjon for nedbygging av natur. Med de spesielle abiotiske forholdene på tak vil det neppe være realistisk.

6.5 Arter med høy økologisk risiko

Artsdatabanken har risikovurdert de fleste sukkulente artene som er aktuelle på grønne tak (Tabell 2). Der er både sibirbergknapp (*Phedimus hybridus*) og gravbergknapp (*Phedimus spurius*) vurdert til svært høy risiko med både høyt invasjonspotensial med høy levedyktighet (4A) og høy økologisk effekt pga. effekten på truede arter og nøkkelarter (4D), spesielt på grunnlendt kalkmark. Begge disse artene er etter *Forskrift om fremmede organismer* forbudt innført, omsatt og brukt, men dette forbudet gjelder ikke innførsel, utsetting og omsetning til/på grønne tak. Et unntak her er at bruk i kommuner med forekomst av naturtypen åpen grunnlendt kalkmark (i Oslofeltet) krever tillatelse (Figur 3). Utsetting på grønne tak i andre deler av landet krever ikke tillatelse. De resterende artene er foreløpig vurdert til lav økologisk risiko. En skal ikke se bort fra at dette kan endres da noen av artene som gullbergknapp er i spredning og har en biologi svært lik sibirbergknapp.

De sukkulente artene spres lett fra tak både som fragmenter og frø. Vi har testet spireevnen til *Phedimus* arter samlet på tak. Disse har stor frøsetting, høy spireevne og svært små frø med potensielt store spredningsdistanser med vind. I mer vindutsatte områder kan også fragmenter spres mellom bygninger. Grønne tak kan helt klart fungere som spredningskilde, men de sukkulente artene har svært begrenset konkurranseevne under de fleste jordforhold. På grunnlendt og tørkeutsatt mark er situasjonen en helt annen. Erfaringer fra Oslo og øyene innerst i Oslofjorden viser at sibirbergknapp og gravbergknapp kan dominere og konkurrere ut sårbare arter.

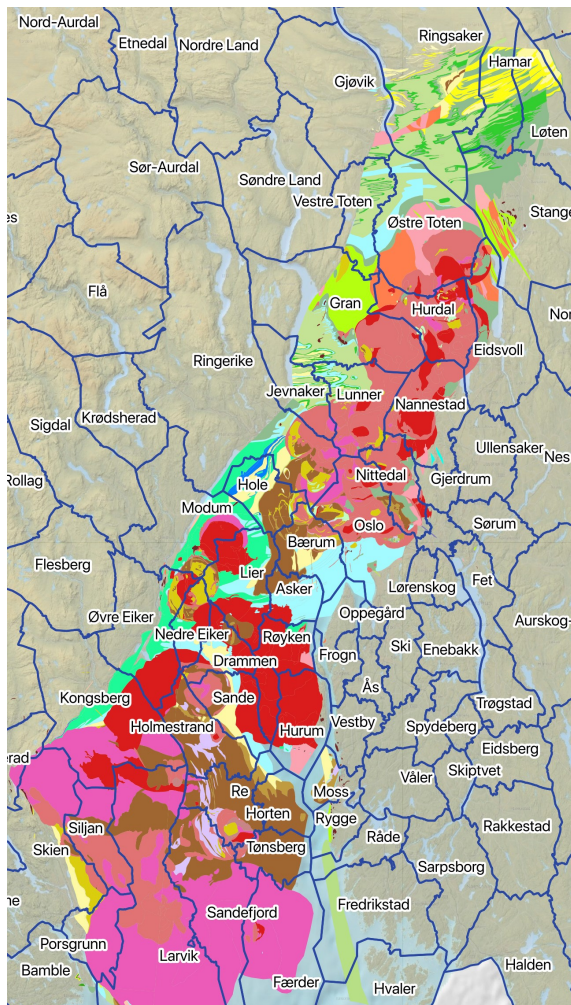
Den samme konkurranseevnen ser en at *Phedimus* artene har på grønne tak (Fig. 5). De kan bli svært dominerende der de brukes og skygger ut lavere *Sedum* arter. Disse *Phedimus* artene kan bidra til mer klimarobust tak, stort estetisk bidrag deler av året, men trolig et begrenset bidrag til lokalt biologisk mangfold og negativ effekt på biologisk mangfold på tak over tid.

Løsningen for tak i Oslofeltet har så langt vært matter med norsk *Sedum* materiale, men det er også en utvikling i retning biotoptak eller enklere semi-intensive tak med arter fra lokal flora. I denne sammenhengen er det ikke tilstrekkelig at arten forekommer i regionen, men også at den faktisk er oppformert fra lokale eller regionale populasjoner. Åpen grunnlendt kalkmark gjør Oslofjordregionen til en av landets mest artsrike områder med et stort antall sjeldne og rødlistede arter og naturtyper. Det er avgjørende at en ved bruk av grønne tak gjør tiltak for å hindre spredning av uønskede arter og genotyper i disse systemene.

I følge opplysninger hos Miljødirektoratet (Miljøvedtaksregisteret) er det gitt tillatelse til å bruke gravbergknapp og sibirbergknapp på tre tak i Oslo, der et par av takene lå 1 til 1.5 km fra relevante naturreservater. Det har altså vært få søknader, men samtidig ikke så vanskelig å få bruken godkjent. Basert på dette, kunne regelverket vært forenklet og referert til f.eks. til en minimumsavstand fra utvalgte naturtype der artene forventes være et problem. Det kan riktignok diskuteres om sikkerhetsmarginene er store nok når en tillater bruk så nært sårbare natur.

Tabell 2. Artsdatabanken sin risikovurdering av arter i *Crassulaceae* (per november 2018) der invasjonspotensialet og økologisk effekt er vurdert på en skala fra 1 til 4. Bokstavkodene refererer til A bestandens levedyktighet, B ekspansjonshastighet, D effekter på truede arter/nøkkelararter og E effekter på øvrige stedegne arter.

Art		Risiko	Invasjonspotensialet	Økologisk effekt
Sibirbergknapp	<i>Phedimus hybridus</i>	Svært høy - SE	Stort - 4A	Stor - 4D
Gravbergknapp	<i>Phedimus spurius</i>	Svært høy - SE	Stort - 4A	Stor - 4D
Rakbergknapp	<i>Phedimus aizoon</i>	Lav - LO	Moderat - 3A	Liten - 2E
Gullbergknapp	<i>Phedimus kamtschaticus</i>	Lav - LO	Moderat - 3A	Liten - 2E
Konglebergknapp	<i>Sedum forsterianum</i>	Lav - LO	Moderat - 3AB	Ingen - 1
Gråbergknapp	<i>Sedum hispanicum</i>	Lav - LO	Begrenset - 2AB	Ingen - 1
Kantbergknapp	<i>Sedum sexangulare</i>	Lav - LO	Moderat - 3A	Liten - 2D
Knebergknapp	<i>Hylotelephium anacampseros</i>	Lav - LO	Begrenset - 2A	Ingen - 1
Hagesmørbuk	<i>Hylotelephium telephium</i>	Lav - LO	Moderat - 3A	Liten - 2DEF

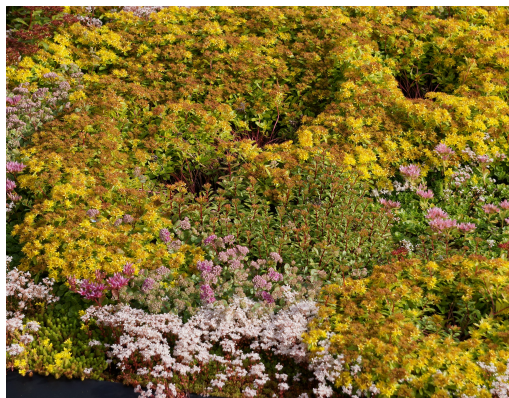


Figur 3. Oversikt over Oslofeltet med de ulike geologiske forekomstene. Inneholder data under norsk lisens for offentlige data (NLOD) tilgjengeliggjort av Norges geologiske undersøkelse (NGU). Illustrasjon: Håkon Borch.

Antall arter har stor betydning for stabilitet i vegetasjonen på grønne tak, både til å motstå stressperioder (resistens) og evnen til å reetablere vegetasjonsdekket etter en stressperiode (resiliens). For sedummatter er det et begrenset antall stedegne (eller i vid forstand nasjonale) arter som egner seg for ekstensive grønne tak (*Sedum acre*, *S. album*, *S. anglicum*, *S. rupestre*). Disse har noe ulike krav til klima og vil ikke fungere like godt over hele landet. En er derfor avhengig av noe innført plantemateriale for å etablere robust sedumvegetasjon på tak. Det er også behov for en mer regional tilpassing av sedummatter i deler av landet. Spesielt i nord og vest kan mattene med fordel ha en større andel av *Phedimus* og *Hylotelephium* arter som bedre tåler kalde og fuktige forhold (Fig. 4), men i slike mindre tørkeutsatte regioner forventer en at stabiliteten også oppnås ved å bruke et større innslag av stresstolerante lokale ikke-sukkulente arter. Dette er ikke tilstrekkelig testet ut i praksis.



Figur 4. Klimatilpassede fremmede arter som arter av *Phedimus* og *Hylotelephium* er viktige for langtidsfunksjon av grønne tak i kalde og fuktige områder, her fra forsøktak i Tromsø



Figur 5. Også under mer gunstige forhold kan *Phedimus* arter dominere vegetasjonen fullstendig. Her fra tak hos Braskerud i Oslo.

7 Grønne tak og karbonregnskap

Det antas grønne tak og vegger kan bidra til en bærekraftig byutvikling og redusere miljøpåvirkningen fra (nye) bygg (Li & Yeung 2014). Om de faktisk gjør det, avhenger av hvor og hvordan de produseres og hvilket klima de brukes i. Internasjonalt er det gjennomført en del analyser på dette med stikkord som bærekraft, kost-nytte og livsløpsanalyser (Berardi m. fl. 2014, Shafique m. fl. 2018 osv.). Ulike forutsetninger og ulik vektning av effekter gjør at det er vanskelig å sammenligne studier (Francis og Jensen 2017) og få studier som er direkte overførbare til nordiske forhold. Kunnskapsstatus for nordiske forhold er gått gjennom i to nye publikasjoner (Andenæs m. fl. 2018, Thodesen m. fl. 2018) fra Klima2050 konsortiet og viser mangel på konkrete estimater og data for viktige funksjoner. Ulike typer torvtak og nye kombinasjoner som solceller på grønne tak og de ulike blå-grå-grønne kombinasjonene mangler det også tilsvarende kunnskap om.

Bærekraft er knyttet til karbonregnskapet i et livsløpsperspektiv. Effekten av et grønt tak på karbonregnskapet til en bygning består av direkte og indirekte effekter. De direkte effektene går på karbonkostnader ved produksjon og avhending og karbonbalansen i takets funksjonstid. Indirekte effekter går på hvordan taket påvirker bygningens kjøle- og varmebehov og påvirker levetid på takkomponenter (og bygningen) sammenlignet med andre takløsninger osv. Under tar vi fram en del relevante vurderinger. Det er tydelig at det her er flere kunnskapshull som bør tettes med tanke på utvikling av grønne tak som en flerfunksjonell løsning i et norsk klima.

For de indirekte effektene så er det foreløpig lite data og sammenstillinger relevante for norske forhold. Det er få (om noen) fullskala undersøkelser av effekter på energibalansen for bygninger, men basert på internasjonale studier og med de krav til takisolering en har i Norge, har grønne tak minimal betydning for energiutvekslingen via taket (Andenæs m. fl. 2018). De bufrer derimot temperatursvingninger i takmembran og øker levetiden på denne. For de mer direkte effektene kan disse også analyseres innen rammen for LCA og LCCA. For ekstensive grønne tak som legges i Norge brukes det i prinsippet den samme oppbygningen, men ofte svært ulike løsninger med ulike konstruksjoner av dreneringslag, pimpstein fra Island, gjenbrukt knust tegl, Leca og andre mineralske komponenter og en andel organisk materiale oftest i form av en godt omsatt kompost. For disse ulike løsningene, bør en kunne estimere karbonbidraget basert på tabellinformasjon. Tilsvarende for torvtak. Chenani m. fl. (2015) har noen beregninger for et par takløsninger brukt i Finland og viser vesentlige forskjeller i karbonavtrykk mellom ulike komponenter, bl.a. i vekstmassene.

I vurderingen av ekstensive vs. intensive grønne tak, har intensive tak ofte et større innslag av organisk materiale i vekstmassene. Alt etter opphav på det organiske materialet (kompost, torv eller andre fraksjoner) vil regnestykket bli ganske forskjellig. For intensive tak med tykkere vekstmasser vil vekstmassen utgjøre en større del av karbonbudsjettet enn for ekstensive tak. For typiske sedummatter vil regnskapet også være forskjellig fra vegetasjon til intensive tak som etableres med pluggplanter og lignende. En kan trolig finne beregninger fra planteskolesektoren for produksjonslinjer for pluggplanter, men det er usikkert om slike beregninger er gjennomført for de ulike variantene av sedummatter som brukes.

Muligheten for karbonbinding i takets funksjonstid vil avhenge av vegetasjonen og omsetningen av organisk materiale i vekstmassene. Biomasseproduksjonen gir gjennom et år en andel dødt plantemateriale som røtter og blad/skudd. Vind blåser bort en del av det overjordiske materialet og omsetning av døde røtter og blader vil avhengig av fuktighet og oksygentilgang i vekstmassene. Porøse vekstmasser med aerobe forhold vil stimulere nedbryting, men det er usikkert i hvor stor grad nedbryterorganismer forekommer på takene og om alle funksjoner og roller i nedbrytingen er tilstede.

En høyere biomasseproduksjon på intensive tak vil gi mulighet for noe akkumulering av organisk materiale i vekstmassene, men det vil være store forskjeller mellom ulike løsninger. Basert på kunnskap om karbonbinding i naturlige systemer (for vegetasjon som vil fungere på et tak) kan næringsfattige grasbaserte systemer gi større

gevinst enn sedumtak. Positiv karbonbinding på grønne tak som sedumtak kan være kortvarig prosess, gjerne bare de par første årene etter legging (Getter m. fl. 2009). Det kan være vesentlig å skille mellom levende (stående) biomasse og tyngre nedbrytbart organisk materiale. Levende biomasse kan være en svært variabel faktor på grønne tak (med mindre en har trær og busker), og er mindre egnet for å vurdere opptak og lagring av karbon. I tillegg vil en ha noe nedbryting av kompostkomponenten, men denne kan være vanskelig å forutsi med de store svingninger mellom våte og tørre forhold en har på grønne tak.

Estimater av karbonavtrykk for ulike grønne løsninger for lokal overvannsdiskonering LOD har vist at produksjon, transport og etablering/konstruksjon er det viktigste (negative) bidraget til karbonbalansen. Av de undersøkte systemene var det bare regnbed som kunne kompensere tapet gjennom karbonlagring senere. Grønne tak kunne bare kompensere opp til 68% av karbonavtrykket (Kavehei m. fl. 2018). I slike estimater ligger det selvsagt en del usikkerhet og forutsetninger en kan se nærmere på, blant annet bidraget fra ulike typer vegetasjon. Det er så vidt vi vet ikke gjort direkte sammenligninger av ulike typer grønne tak (ekstensive, semi-intensive, ulike intensive tak, tradisjonelle torvtak og mer moderne kompostbaserte grastak.

En mer forutsigbar metode for å øke karbonlagring på grønne tak vil være å bruke grovfraksjonen av biokull som komponent i vekstmassene. Forsøk ved NIBIO har vist at en andel trebasert biokull i standard vekstmasser til ekstensive grønne tak har en positiv effekt på tørkeoverlevelsen i vegetasjonen (Hanslin m. fl. in prep). Negative effekter på plantevekst ble ikke funnet før volumandelen med biokull var godt over 30%. Noreng m. fl. (2012) har gjort en mer inngående studie av hvordan kravene i Byggeteknisk forskrift (TEK10) påvirker grønne tak. Vi vurderer det slik at bruk av biokull kommer innenfor rammen på 20% organisk materiale på ekstensive tak, men de tekniske detaljene her må undersøkes nærmere.

8 Trender og utvikling

Bruken og forståelsen av grønne tak er i endring. Det er i hovedsak drevet av behovet for bedre løsninger for overvannsdiskonering i byer - også med tanke på et forventet økning av nedbør, en bedre forståelse av grønne tak sin rolle i landskapet, økt forståelse av betydningen av grønn urban infrastruktur for lokalt biologisk mangfold, etterspørsel etter et bredere spekter økosystemtjenester og miljøsertifisering av bygninger. BREEAM sertifisering er et eksempel på slik sertifisering der vurdering av positive og negative effekter på stedegne systemer vektet i kriterier for valg av tomt, beskyttelse av økologiske verdier under utbygging, og tilrettelegging for langsiktig positiv påvirkning på artsmangfold. Disse inngår sammen med andre kriterier for bærekraft.

8.1 Habitattak/biotoptak

Vi har allerede nevnt utviklingen med økt fokus på biotoptak. Det er foreløpig ikke etablert mange dedikerte biotoptak i Norge. Det er et på Fornebu med forsøk på kalktørreng og et nytt under oppføring på Vega Scene i Oslo med det samme utgangspunktet. Det er planer for biotoptak på større bygg i et mindre antall byer. Foreløpig er tilgangen på rett og egnet plantematerialet en av de største utfordringene, sammen med behov for mer kunnskap om design av vekstmasser. Til nå har slike prosjekter basert seg på innsamling av frø fra naturen. Det er en lite effektiv og kostbar tilnærming. Interessen for stedeget frømateriale er økende og NIBIO har rundt 20 arter under oppformering fra ulike lokaliteter med hovedvekt på lavlandet rundt Oslofjorden og nedover langs kysten til Kristiansand. Disse er først og fremst til bruk i engarealer, men noen vil også egne seg på grønne tak. De mest tørketolerante artene er foreløpig ikke i oppformering. For prosjekter med krav til sterk avgrensing av opprinnelse og arter må en nok fortsatt basere seg på innsamling og eventuell oppformering av frø før produksjon av planter.

8.2 Takhager og taklandbruk

Det er en økende grad av raffinering i utvikling av urbane uterom. Takhager er en del av denne utviklingen og kan med kombinasjoner av matproduksjon, estetikk, samlingsplass og rekreasjon gi et ekstra uterom i byen. Det er ikke mange faglige utfordringer med denne tilnærmingen, mer et spørsmål og design og gode løsninger.

Bylandbruk (eller det noe videre begrepet urbant og bynært landbruk) har fått stor oppmerksomhet de senere årene. Selv om bylandbruk kan gi et bidrag til matproduksjonen med lokal og kortreist mat, er den sosiale delen svært viktig. Det gis økonomiske insentiver fra kommuner, bl.a. Oslo og Trondheim, som en del av kommunenes satsing på miljø, klima, folkehelse, møteplasser, integrering, brukermedvirkning livskvalitet og entreprenørskap. Det viser igjen betydningen av bylandbruk i et større perspektiv enn matproduksjonen der det også kan inngå i en mer sirkulær økonomi koblet til overvannshåndtering, avfallshåndtering, produksjon av energi og klimaregnskap. Bylandbruk tas også inn i regionale næringsprogram (Sør Trøndelag, Oslo og Viken) og handlingsplaner for landbruk (Bergen m. fl.).

For grønne tak er det urbant hagebruk som er mest relevant med direkte produksjon av spiselige planter der aktørene har liten økonomisk avhengighet av det de produserer. Dette til forskjell fra det profesjonelle tradisjonelle bynære landbruket. Takdyrkingen kan organiseres privat eller som parselhager, andelshagebruk eller andre løsninger alt avhengig av eierstruktur. Internasjonalt ser en også private aktører og institusjoner som dyrker på tak for salg eller til bruk i egen bedrift. En gjennomgang av dyrking på tak er gitt i Dæhlen & Ortiz (2013).

I prinsippet kan hva som helst dyrkes på et tak, bare en har tilgang på vann og næringsstoffer. Aktuelle metoder for dyrking enten i vekstmasser direkte på taket eller i kassesystemer er velkjente og godt utprøvd og erfaringer

fra småhager, balkonger osv. kan lett overføres. Større tak gir også muligheter for kombinasjoner med små veksthus osv. Dyrkingen er basert på enkle prinsipper for jordkvalitet, tilgang på vann og plantevern. Det brukes ofte en økologisk tilnærming med redusert bruk av plantevernmidler og syntetiske innsatsfaktorer. Selv om prinsippene er enkle, mangler det ofte elementær kunnskap hos de som er interesserte. Initiativer for kunnskapsoverføring som Nabolagshager og Bymiljøetaten i Oslo Kommune sine dyrkekurs bidrar til å øke kompetansen.

Ved dyrking på tak kan en unngå noen av utfordringene med bylandbruk på bakkenivå som forurenset jord og hygieneutfordringer. Samtidig vil en ha utfordringer med vektbegrensninger på tak og behov for lettvekstalternativer for vekstmasser og metoder for å opprettholde jordkvalitet og produktivitet over tid. Planter kan akkumulere støv og luftbårne partikler på overflaten. I sterkt trafikkerte byområder eller nær industri bør derfor forekomsten av uønskede stoffer på produktene undersøkes nærmere.

8.3 Kombinasjoner med solcellepaneler

Det er mulig å kombinere grønne tak med solcellepaneler på taket. Denne kombinasjonen er i økende bruk og markedsføres som en løsning med synergieffekt. Grønne tak kan øke effektiviteten av solcellene ved at de senker temperaturen på de temperatursensitive cellene. Her forventer vi betydelig sesongvariasjon og at effekten er begrenset i periodene der plantenes vannforbruk er minimalt. Den ekstra skyggen fra panelene vil derimot ha konsekvenser for vegetasjonen. I svært tørre og solrike regioner kan økt skygge gi større variasjon i mikroklima (lys, temperatur, fuktighet) som igjen kan øke mangfoldet av arter, men det er ikke alltid tilfelle (Schindler m. fl. 2018). Vi har lite data på slike sammenhenger fra nordiske forhold. I utgangspunktet forventer vi at de positive effektene av skygge er mindre på vegetasjonen, mens det er vanskelig å vurdere effekten på andre organismer. Den økte heterogenitet på tak med paneler vil i utgangspunktet være positivt (Slabe m. fl. 2013, Schindler m. fl. 2016, Bousset m. fl. 2017), hvis en klarer å finne en balanse mellom de ulike vegetasjonsuttrykkene. For vannhåndteringen kan økt skygge (og mer le) bedre overlevelsen til mindre tørketolerante arter som bruker mer vann, men samtidig vil det redusere evapotranspirasjonen sammenlignet med tilsvarende vegetasjon eksponert for innstråling og vind. En har ikke tilstrekkelig kunnskap om hvordan en slik kombinert løsning fungerer over tid under nordlige forhold. Mest sannsynlig vil en behøve en optimalisering av vegetasjon og vekstmasser og forholdet mellom areal av paneler og vegetasjon.

9 Kunnskapshull

Det er fortsatt mange kunnskapshull som må dekkes for å få mer robuste grønne tak og tak som bidrar til flere økosystemtjenester og økologiske funksjoner. Noen av de mest sentrale utfordringene er å

- dokumentere hvordan grønne tak kan kombineres med nedstrøms løsninger for å håndtere store og dimensjonerende nedbørsmengder
- finne fram til klimatilpasset og helst stedeget plantemateriale til ekstensive og semi-intensive løsninger i flere deler av landet.
- design av vekstmasser tilpasset ulike vegetasjonstyper på biotoptak
- undersøke hvordan forsinket avrenning fra nye løsninger for blå-grå-grønne tak kan utnyttes til ulike typer grønne tak
- undersøke i hvor stor grad grønne tak kan fungere som habitat og bidra til konnektiviteten i landskapet for ulike organismegrupper og dokumentere hvilke hovedfaktorer fra enkelttak til landskap som er avgjørende for slike funksjoner
- finne optimale løsninger for vegetasjon på tak kombinert med solceller
- etablere samarbeidsmodeller for bedre oppfølging og kunnskapsinnhenting fra storskala tak

Litteraturreferanser

- Aloisio JM, Palmer MI, Giampieri MA, Tuininga AR, Lewis JD. 2017. Spatially dependent biotic and abiotic factors drive survivorship and physical structure of green roof vegetation. *Ecological Applications* 27: 297–308.
- Andenæs, E, Kvande, T, Muthanna, T.M & Lohne, J: Performance of Blue-Green Roofs in Cold Climates: A Scoping Review. *Buildings* 8:55; doi:10.3390/buildings8040055.
- Bakhtina M. 2016. Vegetation composition of extensive green roofs in Oslo, Norway. MSc thesis, University College of Southeast Norway.
- Berardi U, GhaffarianHose AH, GhaffarianHosein A. 2014. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied Energy* 115: 411-428.
- Bossler S, Suszka B.1988. Spontanvegetation auf Dächern in Osnabrück. *Das Gartenamt* 37: 209–221.
- Bousselot J, Slabe T, Klett J, Koski R. 2017. Photovoltaic array influences the growth of green roof plants. *Journal of Living Architecture* 4: 9-18.
- Braaker S, Ghazoul J, Obrist MK, Moretti M. 2014. Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology* 95: 1010–1021.
- Braaker S, Obrist MK, Ghazoul J, Moretti M. 2017. Habitat connectivity and local conditions shape taxonomic and functional diversity of arthropods on green roofs. *Journal of Animal Ecology* 86: 521–531.
- Braskerud BC. 2104a. Styrregn og avrenning fra grønne tak med sedumvegetasjon. *VANN* 2014: 451-464.
- Braskerud BC. 2014b. Grønne tak og styrregn. Effekten av ekstensive tak med sedumvegetasjon for redusert avrenning etter nedbør og snøsmelting i Oslo. *NVE Rapport nr 65/2014*.
- Catalano C, Marcenò C, Laudicina VA, Guarino R. 2016. Thirty years unmanaged green roofs: Ecological research and design implications. *Landscape and Urban Planning* 149: 11–19.
- Chenani SB, Lehvävirta S, Häkkinen T. 2015. Life cycle assessment of layers of green roofs. *Journal of Cleaner Production* 90: 153-162.
- Cook-Patton SC, Bauerle TL. 2012. Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. *Journal of Environmental Management* 106: 85-92.
- Czemiel Berndtsson J. 2010. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering* 36: 351–360.
- Dæhlen M, Ortiz R. 2013. Den høye hagen - om urban dyrking på tak. *BYØKrapport 04/13*. Senter for byøkologi.
- Emilsson T, Berndtsson JC, Mattssona JE, Rolf K. 2007. Effect of using conventional and controlled release fertiliser on nutrient runoff from various vegetated roof systems. *Ecological Engineering* 29: 260-271.
- Emilsson T. 2008. Vegetation development on extensive vegetated green roofs: Influence of substrate composition, establishment method and species mix. *Ecological engineering* 33: 265–277.
- Enzi V, Cameron B, Dezsényi P, Gedge D, Mann G, Pitha U. 2017. Nature-Based solutions and buildings – The power of surfaces to help cities adapt to climate change and to deliver biodiversity. pp. 159-183, I: N. Kabisch et al. (eds.), *Nature-based solutions to climate change adaptation in urban areas, theory and practice of urban sustainability transitions*. DOI 10.1007/978-3-319-56091-5_10.
- Espelien A, Wifstad K. 2016. Industrianalyse grønne tak og fasader. *Menon-publikasjon nr. 60/2016*.

- Francis LFN, Jensen MB. 2017. Benefits of green roofs: A systematic review of the evidence for three ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening* 28: 167–176.
- Fulthorpe R, MacIvor JS, Jia P and Yasui S-LE (2018) The Green Roof Microbiome: Improving Plant Survival for Ecosystem Service Delivery. *Front. Ecol. Evol.* 6:5. doi: 10.3389/fevo.2018.00005.
- Gabrych M, Kotze DJ, Lehvävirtaa S. 2016. Substrate depth and roof age strongly affect plant abundances on sedum-moss and meadow green roofs in Helsinki, Finland. *Ecological Engineering* 86: 95–104.
- Garmendia E, Apostolopoulou E, Adams WM, Bormpoudakis D. 2016. Biodiversity and Green Infrastructure in Europe: Boundary object or ecological trap? *Land Use Policy* 56: 315–319.
- Garrard GE, Williams NSG, Mata L, Thomas J, Bekessy SA. 2018. Biodiversity sensitive urban design. *Conservation Letters* 11: 1–10.
- Getter KL, Rowe DB, Robertson GP, Cregg BM, Andresen JA. 2009. Carbon sequestration potential of extensive green roofs. *Environmental Science & Technology* 43: 7564-7570.
- Groffman PM m. fl.. 2014. Ecological homogenization of urban USA. *Front Ecol Environ* 12: 74–81.
- Hanslin HM, Johannessen BG. 2015. Erfaringer med grønne tak i 7 norske byer i perioden 2014-2015. Nibio rapport 40/2015.
- Hanslin HM, Johannessen BG. 2016. Oppfølging grønne tak fra Fremtidens byer, 2016. Nibio Rapport 2/140/2016.
- Hanslin HM, Johannessen BG. 2017. Vegetasjon på grønne tak etablert i Fremtidens byer prosjektet, 2014-2017. Delrapport 3. Nibio Rapport 3/134/2017.
- Hanslin HM, Schmidt I, Mæhlum T, Borch H, Haraldsen TK, Aamlid TS. 2018. Kunnskapsstatus: Plen som tiltak for lokal overvannsdiskonering (LOD). NIBIO rapport 4/160/2018.
- Hanssen-Bauer I, Førland EJ, Haddeland I, Hisdal H, Mayer S, Nesje A, Nilsen JEØ, Sandven S, Sandø AB, Sorteberg A, Ådlandsvik B m. fl. 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. NCCS rapport 2/2015.
- Heim A, Lundholm J. 2014. The effects of substrate depth heterogeneity on plant species coexistence on an extensive green roof. *Ecological Engineering* 68: 184–188.
- Hofmann MM, Renner SS. 2018. Bee species recorded between 1992 and 2017 from green roofs in Asia, Europe, and North America, with key characteristics and open research questions. *Apidologie* 49: 307–313.
- Janhäll S. 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment* 105: 130-137.
- Johannessen BG, Hanslin HM, Muthanna TM. 2017. Green roof performance potential in cold and wet regions. *Ecological Engineering* 106: 436–447.
- Johannessen BG, Muthanna TM, Braskerud BC. 2018a. Detention and retention behavior of four extensive green roofs in three Nordic climate zones. *Water* 2018, 10, 671; doi:10.3390/w10060671.
- Johannessen BG, Fassman-Beck E, Cheng Y, Rosenberger D. 2018b. Investigating substrate amendments to prevent nutrient leaching from extensive Sedum green roofs. In S. Kamojjala (Ed.), *World Environmental and Water Resources Congress 2018: Water, Wastewater, and Stormwater; Urban Watershed Management; Municipal Water Infrastructure; and Desalination and Water Reuse - Selected Papers from the World Environmental and Water Resources Congress 2018* (pp. 75-88).

- John J, Kernaghan G, Lundholm J. 2017. The potential for mycorrhizae to improve green roof function. *Urban Ecosyst* 20: 113–127.
- John J, Lundholm J, Kernaghan G. 2014. Colonization of green roof plants by mycorrhizal and root endophytic fungi. *Ecological Engineering* 71:651–659.
- Joimel S, Grard B, Auclerc A, Hedde M, Le Doaré N, Salmon S, Chenu C. 2018. Are Collembola “flying” onto green roofs? *Ecological Engineering* 111: 117–124.
- Karczmarczyk A, Baryła A, Kozuchowski P. 2017. Design and Development of Low P-Emission Substrate for the Protection of Urban Water Bodies Collecting Green Roof Runoff. *Sustainability* 9, 1795.
- Kavehei E, Jenkins GA, Adame MF, Lemckert C. 2018. Carbon sequestration potential for mitigating the carbon footprint of green stormwater infrastructure. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 94: 1179–1191.
- Keesstra S, Nunes J, Novara A, Finger D, Avelar D, Kalantari Z, Cerdà A. 2018. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of The Total Environment* 610–611: 997-1009.
- Ksiazek-Mikenas K, Köhler M. 2018. Traits for stress-tolerance are associated with long-term plant survival on green roofs. *Journal of Urban Ecology* 2018: 1–10.
- Kühn I, Klotz S. 2006. Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological conservation* 127: 292 – 300.
- Kuoppamäki K, Lehvävirt S. 2016. Mitigating nutrient leaching from green roofs with biochar. *Landscape and Urban Planning* 152: 39-48.
- Kuoppamäki K, Hagner M, Lehvävirt S, Setälä H. 2016. Biochar amendment in the green roof substrate affects runoff quality and quantity. *Ecological Engineering* 88: 1-9.
- Kyrö K, Brenneisen S, Kotze DJ, Szallies A, Gerner M, Lehvävirta S. 2018 Local habitat characteristics have a stronger effect than the surrounding urban landscape on beetle communities on green roofs. *Urban Forestry & Urban Greening* 29: 122–130.
- Laforteza R, Chen J, van den Bosch CK, Randrup TB. 2018. Nature-based solutions for resilient landscapes and cities. *Environmental Research* 165: 431–441.
- Lepczyk CA, Aronson MFA, Evans KL, Goddard MA, Lerman SB, Macivor JS. 2017. Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience* 67: 799–807.
- Li Y, Babcock R. 2014. Green roofs against pollution and climate change. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34:695–705.
- Li W, Yeung K. 2014. A comprehensive study of green roof performance from environmental perspective. *Int. J. Sustain. Built Environ.* 3: 127–134.
- Lindholm O, Endresen S, Thorolfsson S, Sægrov S, Jakobsen G, Aaby, L. 2008. Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. Rapport 161. Norsk Vann.
- Lundholm J, Macivor JS, MacDougall Z, Ranalli M. 2010. Plant species and functional group combinations affect green roof ecosystem functions. *PLoS ONE*, 5(3), e9677.
- Macivor JS, Ruttan A, Salehi B. 2015. Exotics on exotics: Pollen analysis of urban bees visiting *Sedum* on a green roof. *Urban Ecosyst* 18: 419–430.

- MacIvor JS, Lundholm J. 2011. Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosyst* 14: 225–241.
- Madre F, Vergnes A, Machon N, Clergeau P. 2013. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering* 57: 109– 117.
- Madre F, Vergnes A, Machon N, Clergeau P. 2014. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling. *Landscape and Urban Planning* 122: 100– 107.
- Magnussen K, Wifstad K, Seeberg AaR, Stålhammar K, Bakken SE, Banach A, Hagen D, Rusch G, Aarrestad PA, Løset F, Sandsbråten K. 2017. Naturbaserte løsninger for klimatilpasning. MENON publikasjon 61/2017 M-830|2017.
- McGuire KL, Payne SG, Palmer MI, Gillikin CM, Keefe D, et al. (2013) Digging the New York City Skyline: Soil Fungal Communities in Green Roofs and City Parks. *PLoS ONE* 8(3): e58020.
- Nagase A, Dunnett N, Choi M-S. 2017. Investigation of plant growth and flower performance on asemi-extensive green roof. *Urban Forestry & Urban Greening* 23: 61–73.
- Noreng K, Kvalvik M, Busklein JO, Ødegård IM, Clewing CS, French HK. 2012. Grønne tak. Resultater fra et kunnskapsinnhentesprosjekt. SINTEF Prosjektrapport 104.
- Øyre AS, Trommald J. 2018. Etablering av Bia, en forskningsinfrastruktur med grønne tak. Masteroppgave, Fakultet for realfag og teknologi, NMBU.
- Pearse WD, Cavender-Bares J, Hobbie SE, Avolio ML, Bettez N, Chowdhury RR, Darling LE, Groffman PM, Grove JM, Hall SJ, Heffernan JB, Learned J, Neill C, Nelson KC, Pataki DE, Ruddell BL, Steele MK, Trammell TLE. 2018. Homogenization of plant diversity, composition, and structure in North American urban yards. *Ecosphere* 9(2):e02105. 10.1002/ecs2.2105.
- Pétrémard G, Chittaro Y, Braaker S, Brenneisen S, Gerner M, Obrist MK, Rochefort S, Szallies A, Moretti M. 2018. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities on green roofs in Switzerland: synthesis and perspectives. *Urban Ecosyst* (2018) 21: 119–132.
- Pugh TAM, MacKenzie AR, Whyatt JD, Hewitt CN. 2012. The effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental Science & Technology* 46: 7692-7699.
- Rowe DR. 2011. Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution* 159: 2100-2110
- Rumble H, Gange AC. 2017. Microbial inoculants as a soil remediation tool for extensive green roofs. *Ecological Engineering* 102: 188-198.
- Rumble H, Finch P, Gange AC. 2018. Green roof soil organisms: Anthropogenic assemblages or natural communities? *Applied Soil Ecology* 126: 11–20.
- Schindler BY, Blank L, Levy S, Kadas G, Pearlmutter D, Blaustein L. 2016. Integration of photovoltaic panels and green roofs: review and predictions of effects on electricity production and plant communities, *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 62: 1-2, 68-73.
- Schindler BY, Blaustein L, Lotan R, Shalom H, Kadas GJ, Seifan M. 2018. Green roof and photovoltaic panel integration: Effects on plant and arthropod diversity and electricity production. *Journal of Environmental Management* 225: 288–299.
- Shafique M, Reeho Kima R, Rafiq M. 2018. Green roof benefits, opportunities and challenges – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 90: 757–773.

- Slabe TJ, Bousset J. 2013. A photovoltaic array on a green roof in Denver, Colorado, improves resilience of green roof plants by expanding habitat heterogeneity. 98th ESA Annual Convention 2013.
- Speak AF, Rothwell JJ, Lindley SJ, Smith CL. 2012. Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmos. Environ.* 61: 283-293.
- Thodesen B, Kvande T, Tjaet HT, Time B, Lohne J. 2018. Adapting green-blue roofs to Nordic climate. *Nordic Journal of Architectural Research* 2: 99-126.
- Van Seters T, Rocha L, Smith D, MacMillan G. 2009. Evaluation of Green Roofs for Runoff Retention, Runoff Quality, and Leachability. *Water Qual. Res. J. Can.* 44: 33-47.
- Vannucchi F, Pini R, Scatena M, Benelli G, Canale A, Bretzel F. 2018. Deinking sludge in the substrate reduces the fertility and enhances the plant species richness of extensive green roofs. *Ecological Engineering* 116: 87-96.
- Vergnes A, Pellissier V, Lemperiere G, Rollard C, Clergeau P. 2014. Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodivers Conserv* 23: 1859-1877.
- Wang H, Qin J, Hu Y. 2017. Are green roofs a source or sink of runoff pollutants? *Ecological Engineering* 107: 65-70.
- Wang X, Zhao X, Peng C, Zhang X, Wang J. 2013. A field study to evaluate the impact of different factors on the nutrient pollutant concentrations in green roof runoff. *Water Sci Technol* 68: 2691-2697.
- Wang X, Tian Y, Zhao X. 2017. The influence of dual-substrate-layer extensive green roofs on rainwater runoff quantity and quality. *Science of The Total Environment* 592: 465-476.
- Williams NSG, Lundholm J, MacIvor JS. 2014. Do green roofs help urban biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology* 51: 1643-1649.

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.