

GRØNNE BYER

Et litteraturstudie af tiltag til reduktion af luftforurening, støj, varmeøer og CO₂



GRØNNE BYER

Et litteraturstudie af tiltag til reduktion af luftforurening, støj, varmeøer og CO₂

PROJEKTNR.

A256769

VERSION

1

UDGIVELSESDATO

12-12--2023

BESKRIVELSE

UDARBEJDET

SIAT, STIL,
MMAD, PWMO,
CCRN

KONTROLLERET

CCRN

GODKENDT

CCRN

INDHOLD

Indledning	6
Metode og tilgang	6
Baggrund	8
Grønne byer og økosystemtjenester	8
Luftforurening, støj, CO ₂ og varmeøer	10
Fire grønne tiltag	12
Opsummering af de grønne tiltags effektivitet	15
Luftforurening	16
Hvordan virker tiltagene?	17
Hvor godt virker det?	18
Støj	26
Hvordan virker tiltagene?	27
Hvor godt virker det?	28
Varmeøer	34
Hvordan virker tiltagene?	35
Hvor godt virker det?	36
Optag af CO ₂	40
Hvordan virker tiltagene?	40
Hvor godt virker det?	41
Effekter på mennesker og biodiversitet	44
Mennesker og sociale forhold	44
Biodiversitet	46
Litteraturliste	49

Indledning

På baggrund af en gennemgang af den videnskabelige litteratur, er formålet med dette litteraturstudie at kortlægge, hvordan man med en helhedsorienteret tilgang kan anvende begrønning af bymiljøer til at opnå en positiv indvirkning på luftforurening, støj, mikroklima og CO₂.

Rapporten er udarbejdet af COWI for Miljøministeriet i regi af det Nationale Luftpartnerskab. Den kortlægger, hvad den danske og internationale litteratur siger om, hvordan vegetation kan forbedre luftkvalitet, støj og mikroklima samt bidrage til at optage og lagre CO₂. Studiet har desuden fokus på, hvordan vegetation mere generelt kan have effekt på biodiversitet og livet for byens borgere.

Rapporten skal ses i sammenhæng med et handlingsorienteret inspirationskatalog, der er udgivet som et separat dokument. Inspirationskataloget bygger på rapportens konklusioner, og de to kan læses og anvendes både sammen og uafhængigt af hinanden.

Inspirationskataloget retter sig især mod embedsværk og byplanlæggere i danske kommuner, som skal i gang med begrønning i deres by og ønsker at hente inspiration til det. Mens rapporten leverer dokumentationen herfor.

I nærværende Indledning redegøres for studiets metode og tilgang. Derefter beskrives studiets baggrund, dvs. de udfordringer byer står over for i dag, og hvordan konkrete grønne tiltag kan være med til at afhjælpe dem. I fire kapitler gennemgås herefter de specifikke urbane udfordringer, rapporten fokuserer på - nemlig luftforurening, støj, varmeøer og CO₂. Under hver udfordring tages der stilling til, hvordan forskellige grønne tiltag kan afhjælpe dem, herunder grønne tage, grønne vægge, vejbeplantning og grønne områder.

Endelig afsluttes rapporten ved at se mere generelt på, hvordan grønnere byer overordnet set kan have en indvirkning på biodiversitet samt på mennesker og sociale forhold.

Metode og tilgang

Rapporten er baseret på et struktureret og systematisk litteraturstudie af videnskabelig og anden relevant litteratur med fokus på grønne byer samt luftforurening, støj, varmeøer, CO₂, biodiversitet og mennesker.

Litteratursøgning

Litteratursøgning og -studie har fulgt følgende systematik:

- Centrale tematikker og søgeord blev identificeret på en intern workshop med en ekspertgruppe, bestående af seniorspecialister inden for luft, støj, beplantning, biodiversitet, grøn mobilitet, landskabsarkitektur, miljøøkonomi og antropologi.

- Der er søgt på tematikkerne blandt europæiske og nordamerikanske kilder med udgangspunkt i internationale organisationers udgivelser (eksempelvis OECD, Nordisk Ministerråd og EEA).
- Der er søgt på tematikkerne i forskningslitteraturen publiceret i videnskabelige tidsskrifter, antologier og andre udgivelser.
- Endelig er den fremsøgte litteratur systematisk gennemgået, analyseret og sammenfattet i denne rapport.

Den relevante litteratur er i første omgang udvalgt ud fra et fokus på de grønne tiltag, der har en effekt på luftforurening og støj. Hvis tiltagene har en effekt på luft og støj, har vi derefter undersøgt, om samme tiltag har andre effekter. Derfor har rapporten også et fokus på effekter på varmeøer, CO₂, biodiversitet og mennesker. Dette sikrer et primært fokus på grønne byer plus luft og støj, men ud fra et holistisk perspektiv, der undersøger, hvilke andre positive kvaliteter, den grønne by bibringer.

Proces med Det nationale luftpartnerskab

Delresultater fra litteraturstudiet er løbende præsenteret på arbejds møder med Miljøministeriet og på workshops med Det nationale luftpartnerskab. Det betyder også, at litteraturgennemgang, rapport og inspirationskatalog er forment af dialogen med ministeriet og partnerskabet.

Der er afholdt to workshops samt en afsluttende konference. Den første workshop blev afholdt i august, hvor Miljøministeriet introducerede projektet for deltagerne fra Det nationale luftpartnerskab, arkitektfirmaet SLA (Mike Ameko Lippert, strategisk direktør og Sune Rieper, arkitekt) præsenterede et inspirationsoplæg og til slut drøftede deltagerne muligheder og barrierer for gennemførelsen af grønne tiltag i deres respektive kommuner.

Den anden workshop blev afholdt i oktober. Her præsenterede lektor Anthon Stahl Olafsson fra Københavns Universitet, Landskabsarkitektur og planlægning, et inspirationsoplæg og COWI præsenterede hidtidige indsigter fra litteraturstudiet. Deltagerne diskuterede mulighederne for at anvende denne viden i en kommune kontekst.

Endelig afholdtes en konference, arrangeret af Miljøministeriet i november 2023, hvor COWI præsenterede et overblik over rapportens indhold for Det nationale luftpartnerskab, Miljøstyrelsen m.fl. med efterfølgende dialog om videre arbejde.

Litteraturstudiet og de to workshops har dannet baggrund for udvælgelse af de tiltag, som rapporten fokuserer på, dvs. grønne tage, grønne vægge, vejbeplantning og grønne områder. Udover funktionalitet har der nemlig i udvælgelsen været fokus på løsninger, som er let implementerbare i danske kommuner og som kan skaleres.

Baggrund

Vi står midt i en global urbanisering, hvor flere og flere mennesker flytter til byen. I dag bor over halvdelen af jordens befolkning i byområder, og dette tal vil kun stige over de kommende årtier (Verdensbanken, 2023). Fremtidens byer skal dermed ikke kun rumme flere borgere, men også flere funktioner – på mindre plads.

Byerne står samtidig over for en række svære udfordringer. De danske byer arbejder lige nu hårdt på at nedbringe deres CO₂-udledning, og flere har sat ambitiøse mål om at være CO₂-neutrale allerede inden for få år (Realdania et al., 2023). Den globale opvarmning og et ændret klima betyder, at byerne samtidig skal kunne håndtere en større mængde regnvand, højere havvandstand og mere ekstreme temperaturer. I Danmark har vi de seneste år oplevet, hvad regnvand og stormflod kan gøre ved byens grundlæggende funktioner. Og i byer som Athen, Madrid og Rom har vi set eksempler på, hvordan høje temperaturer kan have alvorlige konsekvenser for borgernes liv.

I de større, danske byer er der ligeledes udfordringer med både luftforurening og støj. Nationalt Center for Miljø og Energi anslår, at omkring 4.600 danskere dør for tidligt hvert år pga. luftforurening, herunder cirka 500 i København (Københavns Kommune, 2021). Støj og særligt trafikstøj er ligeledes skyld i livstruende sygdomme og for tidlige dødsfald. Næsten hver tredje danske bolig er belastet af trafikstøj, der overskrider de danske grænseværdier (Miljøstyrelsen, 2013; Kræftens Bekæmpelse, 2022; Sørensen & Thacher, u.å.).

Det er nogle af byens grundlæggende karaktertræk, der er skyld i, at både luftforurening og støj er særligt alvorlige netop her. Byen er nemlig kompakt: der er mange mennesker, tæt bebyggede gader og et finmasket net af infrastruktur og transport. Dette kan være opskriften på høj CO₂-udledning, overophedning, forurening, støj og – ikke mindst – stress og jag. Samtidig kan netop byen være løsningen på mange af tidens udfordringer, da byen muliggør deling af ressourcer og viden, og dermed udgør fundamentet for stor innovationskraft og lysten til at prøve nye tiltag. Eksempelvis grønne tiltag! Det stiller dog høje krav til både nutidens og fremtidens byplanlægning, hvis de mange udfordringer skal løses. Og det kræver, at der tænkes nyt, kreativt og grønnere. Idet nogle af løsningerne på byens problemer ligger i begrønning og vegetation.

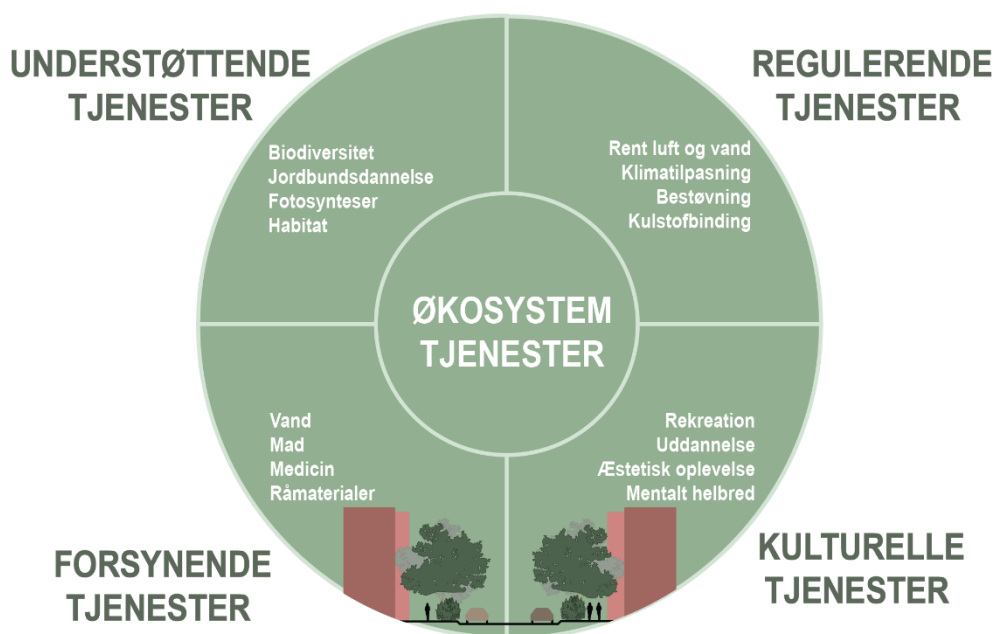
Grønne byer og økosystemtjenester

I de seneste år har byer verden over reageret på nogle af de urbane udfordringer ved at implementere forskellige naturbaserede løsninger og ved at begrønne byens rum og bygninger. Der eksperimenteres bl.a. med grønne tage, grønne vægge, vejtræer, grønne områder og andre former for vegetation.

Der er i disse år stor opmærksomhed om grønne byer, nationalt såvel som internationalt. Den tidligere regering kom i 2021 med et udspil, som indeholdt 19 tiltag, der på forskellig vis skal være med til at gøre byerne i Danmark grønnere og lægger op til bl.a. mere plads til natur og haver i byerne (Indenrigs- og

boligministeriet, 2021). Mange danske kommuner vil gerne arbejde med grønne tiltag og udvikler strategier for bl.a. bynatur og biodiversitet (se f.eks. Kolding Kommune, 2022, og Københavns Kommune, 2015). Nordisk ministerråd udgav i 2018 en rapport, der påpeger, at grønne tiltag i form af bl.a. vegetation bør prioriteres i Norden, idet biodiversiteten forbedres og mennesker foretrækker at bo nær grønne områder (Nordisk Ministerråd, 2018). Og endelige har EU Kommissionen opfordret alle europæiske byer, på over 20.000 indbyggere, til at udvikle "Urban Greening Plans" med konkrete tiltag, så som bynære skove, parker, enge og haver, grønne tage og vægge, vejtræer og hække (European Commission, 2022).

Der er god grund til, at mange taler om og arbejder med grønne byer. Naturens processer og løsninger har nemlig potentialet til at bidrage til at løse mange bymæssige udfordringer og til at gøre livet i byen bedre. Det er disse bidrag, denne rapport belyser for at forstå, hvordan grønne tiltag og i særdeleshed vegetation kan hjælpe os med at løse konkrete udfordringer.



Figur 1 - Økosystemtjenester: alt det, vi mennesker får af naturen.

Et perspektiv til at forstå dette findes i biologien, hvor man taler om *økosystemtjenester*. Økosystemtjenester er de goder og tjenester, som naturens økosystemer leverer til samfundet eller individet (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Eller sagt med andre ord: alt det vi mennesker får af naturen. Det kan være ilt til at trække vejret, mad til at holde os mætte, tømmer til at holde

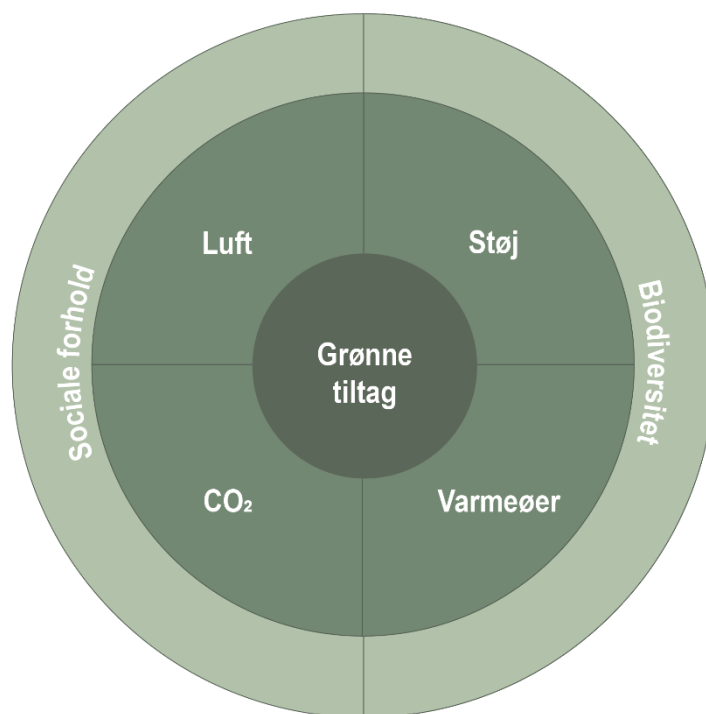
varmen, regulering af et behageligt klima og hyggelige naturoplevelser. Økosystemtjenester kan opdeles i fire typer: (1) *Forsynende tjenester* såsom mad, drikkevand, medicinske planter, fibre og tømmer, der forsyner mennesker med materialer til at leve. (2) *Regulerende tjenester* omfatter tjenester, der regulerer miljø og klima, eksempelvis rensning af vand og luft, regulering af temperatur, optag af CO₂ og klimatilpasning. (3) *Kulturelle tjenester* henviser til de immaterielle fordele, som mennesker får fra naturen, såsom rekreation, friluftsliv, æstetisk nydelse og åndelig betydning. Endelig er der (4) *understøttende tjenester*, som understøtter de andre økosystemtjenester og dermed er afgørende for opretholdelsen af økosystemers sundhed og funktionalitet. De omfatter f.eks. jorddannelse, fotosyntese og biodiversitet.

Økosystemtjenester er en måde at forklare, at naturen hjælper os mennesker og hele samfundet på forskellige måder. Perspektivet viser forbindelsen mellem konkrete udfordringer, vi mennesker har – og de løsninger, som naturen tilbyder os. Ideen om økosystemtjenester og ovenstående illustration heraf giver desuden et overblik over, at naturen kan være med til at løse mange problemer, af helt forskellig karakter – samtidig. Man kan sige, at grønne byer og grønne tiltag i høj grad er multifunktionelle. Et grønt bælte med træer og buske, der er plantet for at filtrere og forbedre luftkvaliteten langs en vej, kan samtidig mindske oplevelsen af støj, agere habitat for lokale dyrearter og give en æstetisk oplevelse til lokale borgere. Det er derfor vigtigt at tænke på tværs af økosystemtjenester, når man arbejder med grønne byer, for at udnytte naturens fulde potentiale.

Denne rapport havde som udgangspunkt primært fokus på luft og støj – og hvorledes konkrete grønne tiltag kan være med til at løse udfordringer hermed. Men idet de grønne tiltag har mange flere positive funktioner, er det oplagt at se på dem i et mere holistisk perspektiv, der belyser deres indvirkning på både varmemøer og CO₂ såvel som biodiversitet og mennesker. De grønne byer og grønne tiltag løser nemlig flere forskellige problemer samtidig. Dette er en stor kvalitet i en tid, hvor der er rift om pladsen i de voksende byer og hvor mange udfordringer skal løses sideløbende.

Luftforurening, støj, CO₂ og varmemøer

Denne rapport fokuserer på fire urbane udfordringer, nemlig luftforurening, støj, CO₂ og varmemøer. Og på hvordan økosystemtjenester fra begrønning i byerne kan være med til at afhjælpe disse.



Figur 2 – Konkrete grønne tiltag kan have en direkte og meget konkret effekt på luftforurening, støj, CO₂ og varmeøer. Grønnere byer og beplantning mere overordnet kan have effekt på biodiversitet og sociale forhold.

Figur 2 herover illustrerer hvordan litteraturstudiet gennemgår en række konkrete grønne tiltag og præsenterer litteraturens vurdering af, hvilke effekter tiltagene har på aktuelle, urbane udfordringer. F.eks. kan grønne vægge og vejbeplantning langs trafikerede veje anvendes som et tiltag til at forbedre luftkvaliteten. Andre grønne initiativer, så som tæt bevoksning, kan øge lydabsorption og kan dermed anvendes til at reducere støjniveauet. Samtidig kan begrønning have en positiv indvirkning på menneskers oplevelse af støj i byer. Dvs. alene det at have udsyn til vegetation kan gøre, at mennesker oplever støj mindre generende. Vegetation bruges desuden til at modvirke problematikker omkring mikroklimaet i byer, herunder overophedning og den såkaldte varmeø effekt. At mindske CO₂-udslippet er af høj prioritet i danske byer. Vegetation i byerne kan benyttes til at optage og lagre CO₂.

Vegetation i byen kan generelt have en overordnet effekt på biodiversitet. Desto mere areal med sammenhængende vegetation, desto bedre er forudsætningerne for at sikre robuste habitater og dermed bedre forudsætninger for biodiversiteten. Ligeledes kan vegetation i byen have en positiv effekt på menneskers liv, idet den kan bidrage til større velvære og mental sundhed, mere friluftsliv og aktiv mobilitet, det grønne kan desuden give anledning til at danne lokale fællesskaber og sikre menneskers tilknytning til deres lokalområde.

Fire grønne tiltag

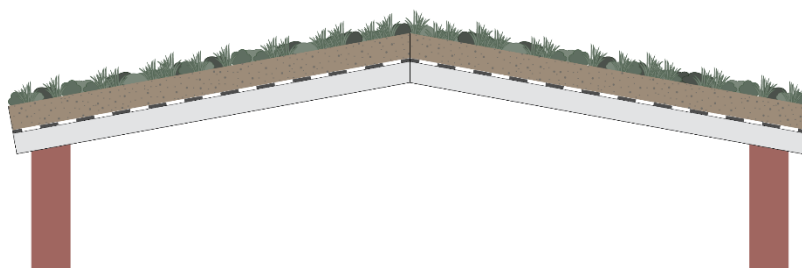
Vegetation har det helt særlige karaktertræk, at det er levende og derfor dynamisk. Det betyder, at i forhold til andet urbant inventar – bænke, affaldskurve, asfalterede veje m.m. – er vegetation dynamisk i forhold til vejret, årstider og tidens gang. Dermed kan effekten også være varierende. Det betyder ikke, at naturbaserede løsninger er ukontrollerbare. Der skal blot tages højde for dette karaktertræk i den praktiske udformning af tiltagene.

Der skal desuden tages højde for, at tiltagene har effekter i forskellig skala. F.eks. har træer en lokal effekt på urban opvarmning ved at give skygge, men optager samtidig CO₂, der har en betydning på globalt plan. Det betyder, at tiltagene skal samtænkes med andre tiltag, særligt fordi de primært løser en problematik lokalt – men uden at fjerne kilden til problemet. F.eks. kan vejtræer og buske være med til at minimere luftforurening lokalt, men selve kilden til forureningen (vejtrafikken, brændeovne og lokal industri) forsvinder ikke. Det er derfor vigtigt både at anvende de foreslåede tiltag lokalt og samtidig arbejde med de givne urbane udfordringer på andre niveauer på nationalt og internationalt plan.

Rapporten har fokus på fire konkrete grønne tiltag, fordi det netop er disse tiltag, der ifølge litteraturen har en effekt på luftforurening, støj, CO₂ og varmeøer. De fire tiltag er følgende.

Tiltag I: Grønne tage

Grønne tage er en betegnelse for tagflader, der beklædes med vegetation såsom planter og græs. Det grønne tag inkorporeres i den eksisterende bebyggelse og selve systemet består af et vækstmedie¹ samt vegetationen, dette illustreres i Figur 3 herunder. Vækstmediet forsyner vegetationen med essentielle næringsstoffer, luft og vand og er dermed en central del af konstruktionen. Dybden af vækstmediet definerer desuden, hvilke plantearter, der kan anvendes i det grønne tag. Grønne tage med dybe vækstmedier har kapacitet til at understøtte større og mere varieret vegetation mens lavt voksende planter som sedum eller mos bør vælges i tilfælde med mindre dybe vækstmedier.

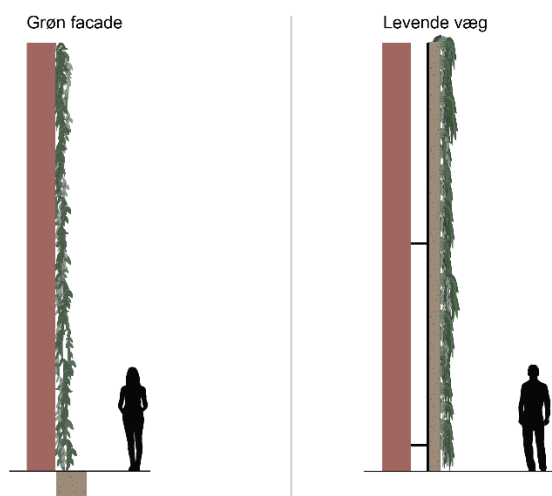


Figur 3 - Illustration: Grønne tage.

¹ Vækstmedie er det materiale som planterne vokser i f.eks. jord.

Tiltag II: Grønne vægge

Grønne vægge er en bred betegnelse for flere forskellige typer vegetationssystemer, der består af vegetation, vækstmedie og en vertikal overflade, hvorpå vegetationen vokser. Grønne vægge inddeles generelt i to kategorier: grønne facader og levende vægge. Figur 4 nedenfor illustrerer forskellen mellem de to typer af grønne vægge.



Figur 4 - Illustration: To typer grønne vægge.

Grønne facader beskriver vegetation, der vokser direkte på bygningens ydre overflader. Illustrationen til venstre i Figur 4 viser et eksempel på en grøn facade, hvor plantens vækstmedie er placeret for foden af bygningen og vegetationen vokser herfra op af bygningens ydre overflade. Grønne facader kan bestå af forskellige typer vegetation, men typisk ses en kombination af slyngplanter.

Levende vægge er et mere avanceret vegetationssystem sammenlignet med grønne facader. Til højre i Figur 4 illustreres en levende væg. Det fremgår, at vækstmediet placeres i en konstruktion vertikalt langs bygningens ydre overflade, hvori planterne vokser. Denne type grønne væg åbner derved op for et bredere udvalg af vegetation sammenlignet med grønne facader.

Tiltag III: Vejbeplantning

I denne rapport dækker vejbeplantning, over vegetation, der etableres langs trafikerede veje mellem vejbanen og fortov/cykelsti. Tiltaget består af træer eller hække samt kombinationen heraf. I Figur 5 vises en illustration af, hvordan vejbeplantning kan se ud.



Figur 5 - Illustration: Vejbeplantning.

Tiltag IV: Grønne områder

Betegnelsen grønne områder dækker over større sammenhængende områder i byer, der er offentligt tilgængelige. Karakteren af grønne områder varierer afhængig af, hvilket formål de understøtter (ofte rekreation). De har dog altid egne indgange, er tydeligt afgrænset og adskiller sig fra det omkringliggende byområde og der er altid vegetation i grønne områder. Dette er illustreret i Figur 6 herunder.




















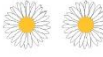

Figur 6 - Illustration: Grønne områder.

Opsummering af de grønne tiltags effektivitet

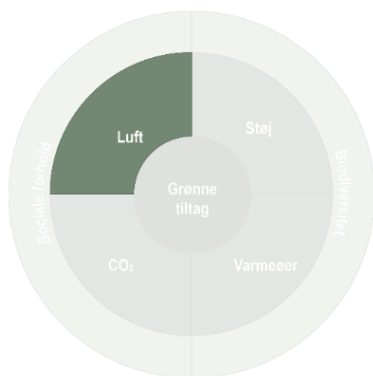
I de følgende kapitler gennemgås de fire (tage, vægge, vejbeplantning og grønne områder) tiltags effektivitet i detaljer, baseret på data fra litteraturen, ligesom de afledte effekter gennemgås. Et samlet overblik over effektiviteten af de grønne tiltag er illustreret i

Tabel 1 herunder for hver af de fire udfordringer. Effektiviteten er opdelt på tre niveauer.

	Grønt tag	Grøn væg	Vejbeplantning	Grønt område
Luft				
Støj				
Varmepø				
CO ₂				

 Relativt lav effektivitet
 Medium effektivitet
 Relativt høj effektivitet

Tabel 1 - Effektiviteten af fire grønne tiltag ift. de fire udfordringer.



Luftforurening

Luftforurening er en kompleks og alvorlig udfordring, som påvirker folkesundheden og som skyldes kombinationen af skadelige partikler og luftforurenende stoffer.

Det er veldokumenteret, at forhøjede niveauer af luftforurening er direkte relateret til alvorlige sundhedsproblemer, herunder luftvejssygdomme som astma og bronkitis, hjerte-kar problemer, flere tilfælde af kræftsygdomme, diabetes og en betydelig øget risiko for tidlig død (Ellermann et al., 2023). Desuden peger nyere forskning på, at der er en sammenhæng mellem eksponering for luftforurening og udvikling af demens og psykiske sygdomme (Jensen et al., 2020). Særligt børn, gravide, kronisk syge og ældre, er sårbare overfor luftforurening og i risiko for at udvikle disse sygdomme (Københavns Kommunes Sundheds- og Omsorgsforvaltning, 2021).

De nyeste tal for Danmark viser, at luftforurening i 2021 var skyld i 3.900 for tidlige dødsfald, hvoraf 1.100 skyldes luftforurening fra danske kilder (Ellermann et al., 2023). Alene i Københavns Kommune dør 440 personer for tidligt på grund af luftforurening, svarende til hver 10. dødsfald (Sundheds- og Omsorgsforvaltningen, 2021). Endvidere er det beregnet, at luftforureningen i perioden 2019-2021 i gennemsnit var årsag til 2.950 tilfælde årligt af kronisk bronkitis hos voksne og 14.200 tilfælde hos børn, 470 tilfælde af lungekræft, godt 2.960 indlæggelser for åndedrætsbesvær, knapt 1.420 indlæggelser for hjerte-kar-sygdomme, 187.000 tabte arbejdsdage og ca. 2.3 mio. dage med nedsat aktivitet. De alvorlige helbredseffekter fra luftforurening påfører det danske samfund væsentlige omkostninger. Ifølge Dansk Center for Miljø (DCE) var de samlede omkostninger på omkring 63 milliarder kr. i 2021 (Ellermann et al., 2023).

De alvorlige helbredskonsekvenser har fået WHO til at skærpe kravene til de mest helbredsskadelige typer af luftforurening (WHO, 2021a). En dansk opgørelse viser, at særligt koncentrationen af partikelforurening (PM_{2,5} og PM₁₀) samt kvælstofdioxid (NO₂) og ozon ligger langt over de anbefalede koncentrationer i retningslinjerne. Endvidere viser modelberegninger for 98 udvalgte gades-trækninger i København og 26 udvalgte gadestrækninger i Aalborg, at WHO's retningslinjer for luftkvalitet fra 2021 overskrides for kvælstofdioxid, PM_{2,5} og PM₁₀ på samtlige gadestrækninger.

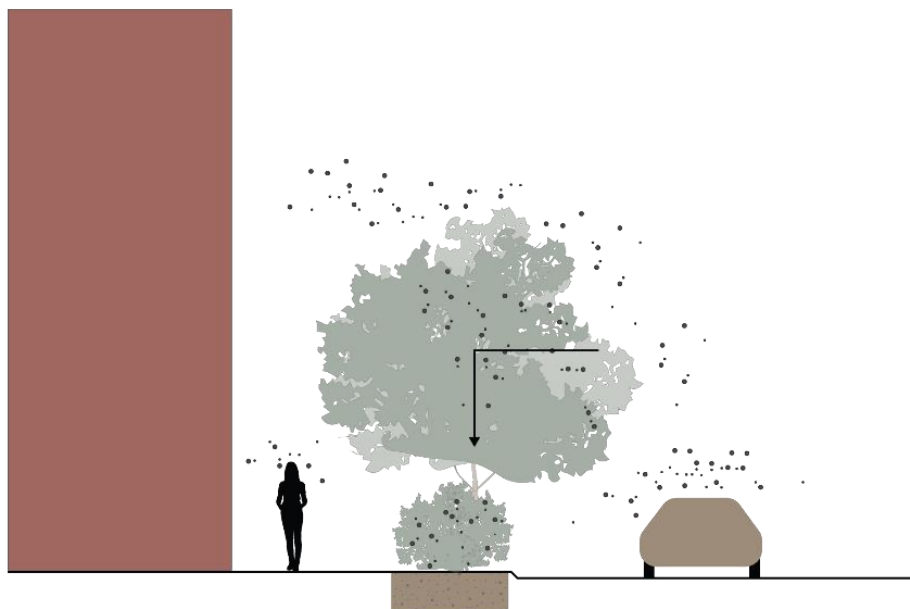
Hvis man ser på kilder til luftforurening i Danmark, er brændeovne og andre ikke-industrielle forbrændingskilder den største kilde (36 %) til negative helbredseffekter, efterfulgt af landbrug (22 %) og transport (21 %) (Ellermann et al., 2023). I Københavns Kommune er de største lokale kilder vejtransport (NO₂) og brændeovne (partikler) (Jensen et al., 2020).

At håndtere luftforurening i byområder er derfor en vigtig opgave for at beskytte folkesundheden og fremme skabelsen af sunde og bæredygtige byer. Det omfatter blandt andet at fremme kollektiv transport og cyklisme, trafikomlægninger, begrænse udledning fra brændeovne og implementere trafikbegrænsninger i specifikke områder. Og det handler om grønne tiltag.

Hvordan virker tiltagene?

Grønne tiltag kan anvendes i byerne med det formål at regulere luftforurening. Der er flere forskellige mekanismer, som bidrager til vegetations evne til at forbedre luftkvaliteten. Dette er illustreret i Figur 7 og er beskrevet herunder (Dinner & Mudu, 2021; Tang, 2023; Lindén et al. 2023; Hosseinzadeh et al., 2022; Levine et al., 2021; Pataki et al., 2021):

- > **Aflejring på vegetationens overflade.** Vegetationens blade, grene og stammer er fyldt med små fordybninger og plantehår og fungerer som naturlige partikelfiltre, som fanger luftforurenende stoffer. Hovedparten af de luftforurenende stoffer frigives eller skylles væk med nedbør, hvorfra de transporteres direkte ned i jorden. På den måde mindskes den luftforurenende skade.
- > **Optag eller omdannelse.** Vegetation kan i nogen grad optage og omdanne luftforurenende stoffer, primært gennem fotosyntese i vegetationens blade. Når vegetationen optager CO₂, absorberes også f.eks. kvælstofoxider (NO_x) og flygtige organiske forbindelser (VOCs). Disse forurenende stoffer transporteres derefter ned i plantens rødder, nedbrydes lokalt i bladene eller omdannes til ikke skadelige stoffer gennem biokemiske processer.
- > **Spredning og fortynding af luftforurening.** Det er muligt at opnå en forbedret luftcirkulation med grønne tiltag, hvilket mindsker luftforureningen. Denne mekanisme afhænger dog i høj grad af vegetationens placering og i nogle tilfælde kan vegetationen ligefrem mindske luftcirkulation, hvorved de luftforurenende stoffer akkumuleres.



Figur 7 - Illustration af vegetations effekt på luftforurening: aflejring på vegetationens overflade, optag eller omdannelse samt spredning og fortynding af luftforurening.

Flere kilder i litteraturstudiet lægger vægt på, at vegetation kan bidrage til en bedre luftkvalitet lokalt, men at disse tiltag ikke kan stå alene i forhold til at løse problemerne med luftforurening i byer (AQEG, 2018). Ligeledes lyder anbefalingerne i litteraturen, at indsatserne skal fokuseres de steder, hvor der er særligt sårbare grupper, samt hvor der er høje koncentrationer af luftforurening (Jensen et al., 2020; Levine et al., 2022).

Hvor godt virker det?

I dette afsnit redegøres for litteraturens rapporterede effekt af grønne tiltag i forhold til luftforurening samt hvilke betingelser, der skal være til stede for at opnå optimal reduktion af luftforurening.

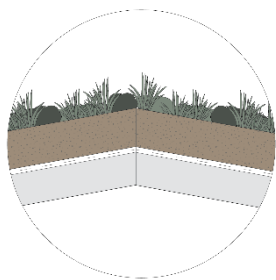
Det er ifølge litteraturen meningsfyldt at undersøge effekten af grønne tiltag på luftforurening henholdsvis lokalt og regionalt/nationalt.

Lokalt opgøres effekten f.eks. som forskellen i luftkvalitet på vindside og læsiden af en grøn væg eller en allé af bytræer. Diener & Mudu (2021) har givet et bud på forventelige reduktioner af partikelforurening for begrønning lokalt, ud fra et større litteratur review baseret på 11 kilder.

Reviewet peger på, at begrønning især er effektivt til at reducere PM1 og ultrafine partikler med effekter på mellem 37-63 % reduktion og en reduktion for PM2,5 på 0-50 % og for PM10 16-15%.

På nationalt/regionalt niveau er det i mere begrænset omfang undersøgt, om grønne tiltag reducerer den generelle luftforurening. Der er enighed i litteraturen om, at begrønning har en begrænset effekt på luftforurening på det regionale/nationale niveau (AQEG, 2018; Diener & Mudu, 2021; Pataki et al., 2021). AQEG (2018) vurderer ud fra modellering af begrønning i engelske byer, at potentialet for at forbedre luftkvaliteten (partikelforurening primært) er en reduktion på op til 20 % ved en meget udbredt begrønning med tilplantning af 75 – 100 % af det areal, der potentielt kan bruges til bytræer. Med mere begrænset begrønningsareal er effekten nogle få procent sammenlignet med en by uden bytræer. Det er på linje med et studie af bidraget fra bytræer og parker i 55 amerikanske byer. Her finder forfatteren en reduktion af en række forskellige luftforurenende stoffer (CO, NO₂, SO₂, partikelforurening og ozon) på under 1 % (Nowak, 2006).

Nedenfor gennemgås i større detalje de udvalgte grønne tiltag: grønne tage, grønne vægge, vejbeplætning og grønne områder.



Grønne tage

Litteraturstudiet af Ode Sang et al. (2022) inkluderer 69 publicerede artikler og viser, at grønne tage er i stand til at reducere det faktiske luftforureningsniveau lokalt, men i meget forskellig grad.

Grønne tage har vist sig at være særligt effektive til at reducere PM-koncentrationer i luften, og deres positive virkning på større partikler er veldokumenteret (Ode Sang et al. 2022). I et studie udført af Kostadinovic et al. (2023) fandt man, at vegetation på grønne tage fjernede op til 14% af de større partikler såsom PM10, 20% for både P2,5 og PM1. Samme studie viste en betydeligt lavere effekt på ultrafine partikler.

Udover partikel forurening kan grønne tage anvendes til at fjerne andre typer af luftforurenende stoffer (så som NO_x, SO_x, CO₂, CO) fra luften. Der er dog mindre evidens for effektiviteten til at fjerne denne type af luftforurenende stoffer (Liu et al., 2021).

Betingelser for optimal reduktion af luftforurening

Placeringen af grønne tage spiller en afgørende rolle i deres evne til at reducere luftforurening. Grønne tage er især nyttige, når de er placeret i nærheden af kilder til forurening, som f.eks. områder med meget trafik, industrielle komplekser eller i områder med brændeovne i byerne (Medl et al., 2017).

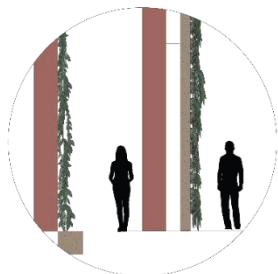
Desuden spiller også vindforhold og lokale aerodynamiske forhold en rolle for grønne tages effektivitet. Grønne tages filtreringsevne reduceres, hvis vindforholdene ikke tillader en generel langsom gennemstrømning, med en nedgang på helt op til 20%. Der skal derfor i opsættelsesfasen tages højde for, at grønne tage ikke opsættes i områder med kontinuerlig stærk vind (Morakinyo et al., 2016). Undersøgelser har vist, at vegetationens tæthed, bladareal, tykkelse og højde har en positiv indflydelse på luftgennemstrømningen og hastigheden, hvilket er direkte forbundet med en forbedret luftkvalitet, da partikler aflejres bedre når lufthastigheden reduceres (Baldauf, 2017).

Valget af vækstmedie har stor betydning for den samlede effekt. Det er især vækstmediets dybde, der spiller en vigtig rolle. Dette skyldes, at dybden og sammensætningen af vækstmediet har en direkte indvirkning på antallet og udvalget af arter, der kan dyrkes og trives, og derfor deres potentiale til at reducere luftforurening (Baldauf, 2017). Ved et dybere vækstmedie kan der dyrkes større planter, hvilket medvirker til en generelt øget effekt (Liu et al., 2021).

Den specifikke artsmorfologi og artsfysiologi har også betydning for evnen til at rense luften (Liu et al., 2021; Ysebaert et al., 2021; Lindén et al., 2023). Blandt andet egenskaber som kompakthed, plantehårdsdensitet, plantebladets tæthed, mængden af bladvoks og bladoverfladeområde er blevet påvist at reducere mængden af partikler (f.eks. PM10) (Speak et al., 2012; Paull et al., 2019).

Flere undersøgelser rapporterer (Paull et al., 2018; Paull et al., 2021), at de mest almindelige plantearter, som indgår i grønne tage, er i stand til at modstå de stærkt forurenede miljøer, de bliver placeret i. Dermed påvirkes planternes vitalitet ikke negativt af optagelse af forurenende stoffer, og det er dermed ikke

nødvendigt kontinuerligt at udskifte dem. Samme studie viser ingen afgørende resultater for hvilke arter har den bedste overlevelsessevne, men generelt har hjemmehørende arter altid de bedste overlevelsesbetingelser, da de er tilpasset det lokale klima og fauna.



Grønne vægge

Ifølge Ode Sang et al. (2022) viser flere videnskabelige studier, at grønne vægge har en positiv effekt på luftforurening, som overgår både træbeplantning, grønne tage og lignende tiltag.

En fordel ved grønne vægge i gaderum sammenlignet med hækbeplantning er for eksempel, at de ikke mindsker vindcirkulationen samtidig med at de fanger forurenende partikler i samme omfang som hækbeplantning. Det er vigtigt, at grønne vægge etableres således, at der er luftgennemstrømningen og dermed en filtreringseffekt, hvor partikler og andre forurenende stoffer fanges.

En undersøgelse udført af Srbinovska et al. (2021) fandt, at den grønne væg i gennemsnit reducerede PM_{2,5} koncentrationerne med 25% og PM₁₀ med 37% (Srbinovska et al., 2021; Viecco et al., 2018) sammenlignet med ikke-bevoksede overflader. Reduktionen varierede mellem ca. 45% og 74% afhængig af den specifikke vegetation.

Flere studier (Tang, 2023; Jayasooriya et al., 2018) har vist, at udover at kunne opfange de skadelige partikler i form af PM₁, PM_{2,5} og PM₁₀, kan grønne vægge også reducere luftforureningen for NO₂, SO₂, CO₂ og CO og diverse metaller såsom jern, zink, bly, mangan og cadmium. Effekten på reduktionen af disse skadelige stoffer er ifølge studierne signifikant (Tang, 2023). Det er dog et område, hvor flere studier angiver, at det kræver yderligere forskning før de positive effekter kan bekræftes (Hellebaut et al., 2022).

Betingelser for optimal reduktion af luftforurening

Placeringen af grønne vægge er afgørende for deres effektivitet til at bekæmpe luftforurening. Grønne vægge har potentiale til at reducere forurenende stoffer, især når de er placeret i nærheden af forureningskilder såsom vejtrafik (Medl et al., 2017).

Højden over og afstanden fra vejsiden er vigtig for at opnå optimal luftforureningsreducerende effekt af grønne vægge. Specifikt anbefales det i litteraturen, at grønne vægge placeres mindst 1 meter fra vejsiden for effektivt at minimere påvirkningen af trafikrelateret luftforurening. Det skyldes, at planterne kan tage skade af varmen og vinden genereret af forbipasserende trafik og at de dermed har væsentligt sværere ved at optage de forurenende partikler. I tilfælde hvor der også er en vejbarriere, for eksempel langs motorveje, foreslås det, at grønne vægge bør være mindst lige så høje som barrieren for effektivt at reducere koncentrationen af luftforurenende stoffer (Morakinyo et al., 2016).

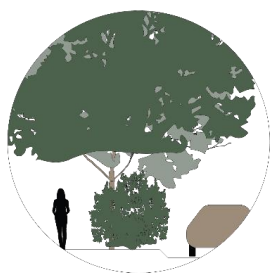
Luftgennemstrømningen er ligeledes afgørende for at opnå den optimale ydeevne fra grønne vægge, hvorfor vegetationen ikke skal være for tæt. Det er dog vigtigt at bemærke, at den optimale luftstrømningshastighed kan variere

afhængigt af det specifikke system for grønne vægge og de omgivende miljøforhold.

Litteraturgennemgangen viser, at sammensætningen af vækstmedie kan påvirke forbedringen af luftkvaliteten på adskillige måder. For det første kan sammensætningen af underlaget påvirke de typer planter, der kan dyrkes, og deres evne til at fjerne forurenende stoffer fra luften. En undersøgelse af Rowe (2011) viser, at levende vægge med et underlag indeholdende aktivt kul² var i stand til at fjerne op til 80% af nitrogenoxid fra luften. Andre studier finder langt mere begrænsede niveauer af NO₂ reduktion (Yli-Pelkonen et al., 2020). For det andet kan dybden af vækstmediet påvirke mængden af plantebiomasse, der kan understøttes, hvilket igen kan påvirke grønne vægges evne til at rense luften. For eksempel fandt en undersøgelse af Kolokotsa et al. (2013), at grønne vægge med en dybde af vækstmediet på 20 cm var i stand til at understøtte en større mængde plantebiomasse, hvilket førte til en større fjernelse af partikulært stof fra luften.

Endelig kan fugtighedsindholdet i vækstmediet påvirke grønne vægges evne til at rense luften. En undersøgelse af Todorov et al. (2018) viste, at et dårligt ned-sivningssystem i en grøn væg i højere grad udleder forurenende stoffer. Det er derfor vigtigt omhyggeligt at styre fugtighedsindholdet i vækstmediet for at sikre, at det hverken er for vådt eller for tørt, da det kan påvirke både planternes sundhed og dermed de levende vægges evne til at rense luften.

For at opnå den mest optimale effekt, skal sammensætningen af plantearter i væggene være nøje udvalgt. Studier viser, at bestemte planteegenskaber opnår bedre resultater. Planter med små blade og hår viser sig mest effektive til at opsamle de skadelige luftpartikler (Hellebaut et al., 2022). Herudover har andre påvirkelige faktorer såsom højden af væggen og det samlede grønne areal en væsentlig rolle (struktur og artsvalg er yderligere beskrevet i afsnittet om grønne tage).



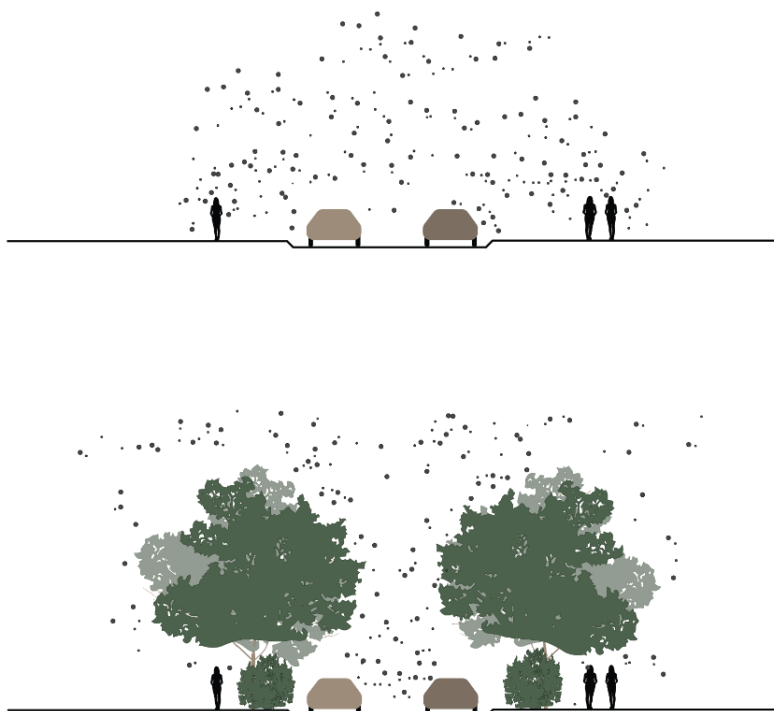
Vejbeplantning

Vejbeplantning i byrummet virker gennem samme mekanismer som grønne tage og -vægge og har en vis luftforureningsreducerende effekt relativt til ikke at plante træer (Dzierzanowski et al., 2011). AQEG (2018) vurderer, at det, under de rette vindforhold, er muligt at opnå en halvering af eksponeringen for fodgængere med en kombination af buske og en tæt række træer.

Et andet studie ser på effekten af at fortætte byen ved at modellere et boligområde, hvor der tilføjes en ekstra bygning. Studiet undersøger den mitigerende effekt af at tilføje forskellige typer vegetation. Det konkluderes, at den optimale løsning for at maksimere fordelene vil være en kombination af træer og grønne vægge (Hosseinzadeh et al., 2022).

² Aktivt kul er et yderst porøst materiale, der kan absorbere forurenende stoffer, så indarbejdelsen af det i underlaget kan forbedre den levende vægges evne til at rense luften.

Vejbeplantning i byrummet kan fungere som en barriere mellem trafik og gående og dermed reducere eksponeringen gennem en opblanding af luft med en dårlig luftkvalitet, typisk fra vejtrafik. Effekten er illustreret for en åben vej i Figur 8 nedenfor. Effekten afhænger af en lang række faktorer, som mængden af vejtrafik, vindhastighed, bredde, højde og tæthed af vegetationen, placering mv. (se underafsnittet nedenfor). Litteraturen siger derfor ikke noget entydigt om de eksakte reducerende effekter.



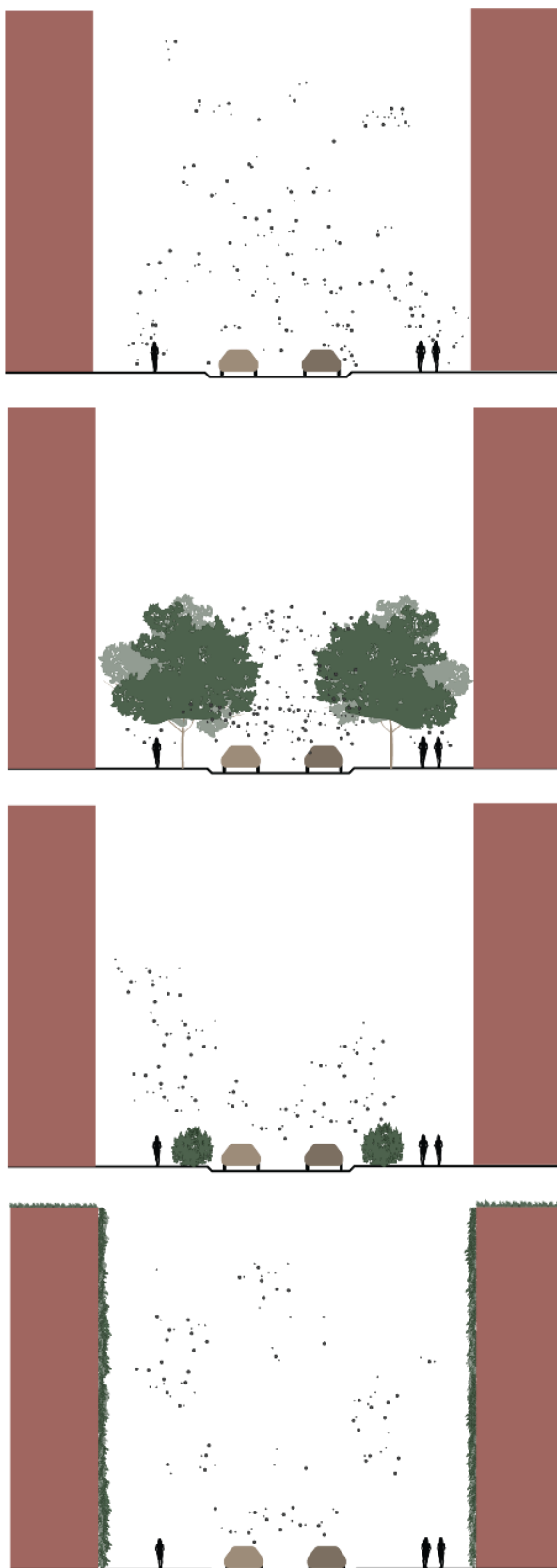
Figur 8 - Illustration af vegetations effekt på spredning af luftforurenende stoffer.

Betingelser for optimal reduktion af luftforurening

Der er stor variation i, hvor stor en luftforureningsreducerende effekt litteraturen påviser (Abhijith et al. 2017). Det skyldes bl.a. lokale forhold, forskel i vegetationsens type, tæthed og placering (Vos et al. 2013; Nowak et al., 2013).

Træers evne til at fange partikelstof varierer efter træsort, udseende, størrelse, bladstørrelse og lignende. Træer med store trækroner og stort overfladeareal af blade er gode til at opfange partikelstof og for eksempel vil bevægelsen i trækroner øge aflejringen af partikelstof på bladene (Dzierzanowski et al., 2011).

Figur 9 nedenfor illustrerer effekterne af forskellige grønne tiltag ved såkaldte 'streetcanyons'. Et særligt opmærksomhedspunkt omkring vejbeplantning er, at der er risiko for, at de kan fungere som et "låg", der reducerer luftudskiftningen. Det er illustreret i Figur 9 på billede nr. 2. Det kan derfor være fordelagtigt at vælge at anvende vejbeplantning i form af hække eller buske i stedet for vejtræer i streetcanyons. Særligt grønne vægge er effektive til at sprede luftforurening i streetcanyons, hvilket illustreres i det nederste billede på Figur 9 (Abhijith et al., 2017).

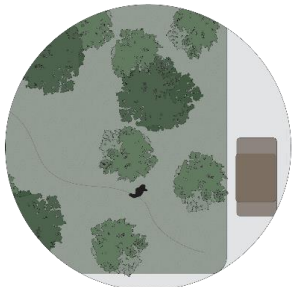


Figur 9 - Illustration af de fire grønne tiltags effekt på spredning af luftforurenende stoffer i en streetcanyon.

Greater London Authority har udviklet retningslinjer for brug af beplantning i streetcanyons. De anbefaler, at man undgår beplantning i streetcanyons, hvor højden af bygninger er mere end 2 gange bredden af vejen for at undgå negative effekter på luftkvaliteten (Greater London Authority, 2019).

Der er dog en del uenighed om, hvor stort problemet med vejbeplantning i streetcanyons egentlig er. Levine et al. (2021) fremhæver, at det er sjældent, at træer er plantet så tæt sammen, at de skaber et sammenhængende kronedække over en vej. Forfatterne konkluderer derfor, at træer kun sjældent har en negativ effekt på luftkvaliteten i streetcanyons, men at det er vigtigt at være opmærksom på problematikken, når man designer grønne tiltag.

Et modelleringsstudie af vejtrafik i en streetcanyon sammenligner en tre meter høj grøn væg, rækker af vejtræer og en kombination af træer og buske. Studiet konkluderer at den grønne væg og kombinationen af træer og buske er stort set lige effektive, med reduktioner på 70 – 80 procent for PM_{2,5} og PM₁₀ baseret på koncentrationerne midt på vejen målt i 1,5 meters højde. En enkelt række af træer er mindre effektiv. Det skyldes, at vegetationen udgør en barriere i fodgængerhøjde. Studiet peger på, at der er størst effekt af kombinationen af buske og træer, når rækken af buske er 0,4 meter bred ved en mindre vej (4 vejbaner) men op til 1 meter bred ved en stor vej (8 vejbaner) (Jeong et al., 2022).



Grønne områder

Grønne områder er et naturligt værnemiddel mod luftforurening i byerne. Formålene med de grønne områder er mangfoldige og har en bred indvirkning på byen. Grønne områder bidrager til en nedgang i skadelige luftpartikler, men det er specielt inde i selve området, man ser en signifikant forbedret luftkvalitet.

Der er flere måder, hvorpå de grønne områder kan påvirke luftkvaliteten. En af de vigtigste mekanismer sker gennem vegetationens optag og filtrering af forurenende stoffer. Træer og planter kan som nævnt i afsnittene om grønne vægge og -tage fjerne forurenende stoffer som kvælstofoxider, svovldioxid og partikel-forurening fra luften gennem deres blade og rødder. Specielt planternes blade er særligt effektive til at opfange partikler, som kan være skadelige for menneskers sundhed (Diener et al., 2021). Derfor er artssammensætning vigtig, når det gælder at reducere luftforurening. Grønne områder kan også bidrage til at regulere temperaturen og luftfugtigheden, samt give skygge i området.

Grønne områder kan etableres på en måde, så de fungerer som barrierer for enten at blokere eller omdirigere luftforureningen. Dette kan for eksempel gøres ved at opsætte træer og hække i en form for *multilayer*-beplantning i kanten af det grønne område til at skabe en fysisk barriere, hvilket forhindrer forurenende stoffer i at trænge ind i de grønne områder. Derudover medvirker de grønne områder til at forbedre den overordnede ventilation og luftcirkulation i området, hvilket kan hjælpe med at fortynde og sprede de forurenende stoffer, således at koncentrationen bliver mindre og luftkvaliteten forbedres (Diener et al., 2021).

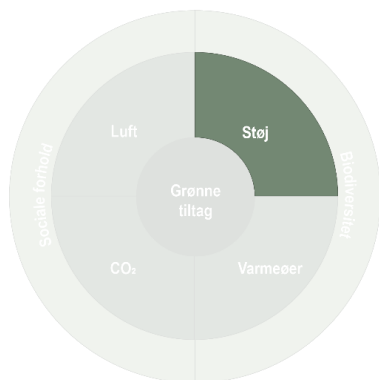
Dette skyldes, at planter frigiver vanddamp gennem transpiration, hvilket kan skabe en kølende effekt og derved øge luftcirkulationen (Baldauf, 2020).

Betingelser for optimal reduktion af luftforurening

Effektiviteten af grønne områder til at mindske luftforurening afhænger af en række forskellige faktorer, herunder både typen og tætheden af vegetation, placeringen af det grønne område samt størrelse og layout af det grønne område. Men udover de faktorer man kan skrue på, har andre variable, som er langt sværere at styre, også en vigtig rolle, såsom lokale meteorologiske forhold og jordsammensætningen (Baldauf, 2020).

Studiet af Diener et al., (2021) understreger, at flere undersøgelser har påvist, at ændringer i enkelte af de nævnte variable kan forbedre effekten på luftkvaliteten inde i det grønne område, mens den samlede effekt af grønne områder på den omgivende luft udenfor området ikke er helt klarlagt (Diener et al., 2021).

Der er en sammenhæng mellem størrelsen af grønne områder og hvor meget de kan reducere luftforureningen udenfor det grønne område. Der er dog ikke fundet studier, som dokumenterer en sammenhæng mellem kvadratmeter og nedgang i total luftforurening i nærheden af det grønne område. Men inde i det grønne område vil der under alle omstændigheder være mindre luftforurening end udenfor, som dokumenteret ovenfor.



Støj

Ifølge Verdenssundhedsorganisationen (WHO) har miljøstøj en betydelig indvirkning på livskvalitet og velfærd. Udsættelse for støj har vist sig at øge risikoen for hjerte-kar-sygdomme, kognitiv svækkelse, tinnitus, søvnforstyrrelser, for tidlige fødsler og at have en negativ indvirkning på mental sundhed. Danske studier viser, at trafikstøj også kan medføre type 2 diabetes og brystkræft (Sørensen & Thacher, u.å.). I Vesteuropa er sygdomsbyrden fra støj placeret næsthøjest efter luftforurening og det vurderes, at hovedårsagen til støjgener skyldes støj fra trafik, hvilket Miljøstyrelsen ligeledes bekræfter i danske studier (WHO, 2018; Miljøstyrelsen, 2013; Aasvang et al., 2023).

WHO har udviklet anbefalinger til grænseværdier for støj i den europæiske region (WHO, 2018). Med afsæt heri har man i Danmark implementeret en grænseværdi for trafikstøj på 58 decibel (dB) i boligområder og rekreative områder i eller nær byområder. Miljøstyrelsens støjkortlægninger viser, at næsten hver tredje danske bolig er belastet af trafikstøj, der overskrider de danske grænseværdier (Miljøstyrelsen, 2013). Samtidig peger litteraturen på, at der endnu ikke er videnskabelig evidens for præcis hvilket nedre støjniveau, der er skadelig for mennesker. I EU kræves der kortlægning ned til 55 dB, mens WHO vurderer, at for blodprop i hjertet er det nedre skadelige vejstøjniveau på 53 dB. Nyere studier baseret på hele den danske befolkning peger på, at det nedre skadelige støjniveau er endnu lavere, potentielt helt ned til 45 dB (Sørensen & Thacher, u.å.; WHO, 2018).

Med udgangspunkt i det gældende danske grænseniveau på 58 dB viser videnskabelig litteratur fra dansk forskning, at vejtrafikstøj i Danmark medfører, at 84 personer årligt dør af hjerte-kar-sygdomme, 117 personer udvikler hvert år blodprop i hjertet, 108 mennesker får hvert år et hjertesvigt tilfælde, årligt får 105 personer et slagtilfælde, 219 personer udvikler type 2 diabetes og hvert år udvikler 11 danske kvinder brystkræft. Ændres forudsætningen for det nedre skadelige støjniveau til de tidligere nævnte 45 dB ses en tredobling af disse døds- og sygdomstal i Danmark (Sørensen & Thacher, u.å.). Der er størst risiko for at udvikle de nævnte sygdomme, hvis ens bolig er udsat for trafikstøj. Især hvis nattesøvn påvirkes heraf (Kræftens Bekæmpelse, 2022).

Niveauet af trafikstøj er ikke konstant, men afhænger af en lang række faktorer så som (Samara & Tsitsoni, 2011):

- > trængsel i trafikken,
- > trafik hastighed,
- > andelen af tunge køretøjer, og
- > typen af asfalt.

Støjen fra trafik stiger i perioder, hvor mængden af køretøjer på vejbanen er høj. Der er typisk meget støj i myldretiden, mens støjniveauet falder om natten. Hastigheden hvormed køretøjerne må køre har også stor betydning. Når hastigheden er høj, er trafikstøjen det også. Derudover er sammensætningen af trafikken af stor betydning, da tunge køretøjer støjer markant mere end lette køretøjer. Eksempelvis støjer en lastbil 10 gange så meget som en personbil. Trafikstøjen påvirkes også af andre dynamiske elementer. Vind har bl.a. stor

indflydelse på støjen. Ved medvind fra vejbanen til en bolig øges trafikstøjen markant og stiger yderligere, når vindhastigheden stiger (Samara & Tsitsoni, 2011; Gate 21 & Silent City, 2023).

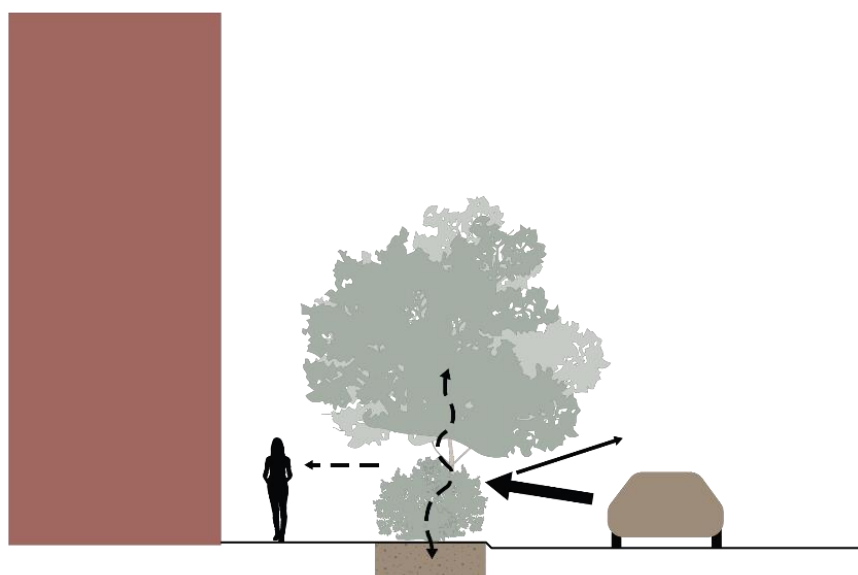
Den faktiske trafikstøj måles i enheden dB, men alle mennesker vil opleve støj forskelligt, dvs. at mennesker, der befinder sig det eksakt samme sted og er udsat for samme støjniveau kan opleve gene fra støjen forskelligt. Derfor anvendes begrebet *oplevet støjgene* om, hvordan den enkelte person oplever støjen. Den oplevede støjgene afhænger af tre faktorer: 1) støjniveauet i dB, 2) konteksten hvori støjen opleves (f.eks. fysiske omgivelser og tidspunkt på døgnet) og 3) personlige forhold (f.eks. støjfølsomhed samt frygt for støjilden i form af ulykker eller helbredseffekter) (Gate 21 & Silent City, 2023; DØRS, 2011).

Hvordan virker tiltagene?

Vegetation kan både bidrage til at reducere den faktiske trafikstøj, altså sænke dB niveauet og til at mindske den oplevede støjgene.

Fysisk støjdempering fra vegetation baserer sig på to principper, disse er illustreret i Figur 10 og beskrevet herunder (Van Renterghem et al., 2012):

- > **Lydabsorption.** Tilstedeværelsen af vegetation skaber bløde og porøse overflader og når lydbølgerne fra støjilden rammer den bløde overflade, absorberes lyden ved at konvertere lydenergi til varme. I litteraturen om grønne tiltag nævnes ofte *acoustical ground effect*, der netop referer til lydabsorption i blød og porøs jord.
- > **Lydisolation.** Vegetation kan skabe en overflade som lyden har svært ved at trænge igennem. Eksempelvis kan vegetationens stammer, grene og blade reflektere/sprede støjen og dermed mindske støjen hos modtageren bag vegetationen.



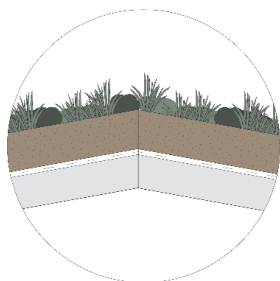
Figur 10 - Illustration af vegetations effekt på støj: lydabsorption og lydisolation.

Derudover kan vegetation reducere den oplevede støjgene ved at påvirke konteksten, hvori støjen opleves. I denne sammenhæng skaber vegetationen både en visuel og psykologisk barriere ved at fjerne udsynet til støjkilden. I mange tilfælde ses det, at den oplevede støjgene reduceres i markant højere grad end den faktiske dB reduktion (Gate 21 & Silent City, 2023).

Helt generelt er det svært at opgøre vegetations eksakte evne til at reducere støj, da beplantning, modsat klassiske støj dæmpende elementer (f.eks. støjskærme), er dynamisk og i høj grad skifter karakter over tid og i takt med årstiden. Derudover findes der ingen ISO-standard, der fastsætter, hvordan en potentiel støjreduktion fra vegetation skal måles. Derfor er det svært at sammenligne støjmålinger på tværs af studier, da betingelserne kan være vidt forskellige (Gate 21 & Silent City, 2023). Denne pointe er vigtig at holde sig for øje i det kommende afsnit, hvor effekten af vegetation forsøges opgjort baseret på udgivne videnskabelige artikler.

Hvor godt virker det?

I dette afsnit redegøres for litteraturens rapporterede effekt af grønne tiltag i forhold til støj samt hvilke betingelser, der skal være til stede for at opnå optimal støjreduktion.



Grønne tage

Omfanget af publicerede undersøgelser, der estimerer effekten af grønne tage på støj, er begrænset. De eksisterende undersøgelser viser, at grønne tage er i stand til at reducere det faktiske støjniveau i lille til nogen grad (Mihalakakou et al., 2023; Ode Sang et al., 2022).

Litteraturen peger på, at det med grønne tage er muligt at opnå en støjreduktion inde i bygninger, hvilket medfører et mindre støjpræget indendørs miljø f.eks. i hjemmet og på arbejdspladser. Sammenlignet med et almindelig hårdt tag kan det bløde og porøse grønne tag medvirke til at øge lydabsorption og lyd-isolation (Connelly & Hodgson, 2008; Galbrun & Scerri, 2017; Van Renterghem & Botteldooren, 2009; Mihalakakou et al., 2023).

I enkelte studier udføres forsøg med det formål at bestemme en faktisk reduktion i dB ved etablering af grønne tage. Studierne bygger på forskellige forudsætninger og kan derfor ikke sammenlignes på tværs – og studierne kan ikke tages som belæg for, at de samme dB reduktioner kan opnås i andre sammenhænge end dem, der gjaldt ved selve forsøgene:

- > I en empirisk undersøgelse måles en støjreduktion fra grønne tage mellem 2 dB og 13 dB afhængig af støjkilden. Denne støjreduktion måles inde i en bygning (Connelly & Hodgson, 2008).
- > I et studie af Van Renterghem et al. (2015) konkluderes det, at grønne tage kan reducere støj i lukkede gårde med helt op til 7 dB. Der måles derimod ikke en dB reduktion på åbne gader eller pladser, når grønne tage etableres.

- > Det er også undersøgt, hvorledes grønne tage i gadeniveau kan påvirke støj i byrummet og her finder Yang et al. (2012) en støjreduktion på op til 9,5 dB.

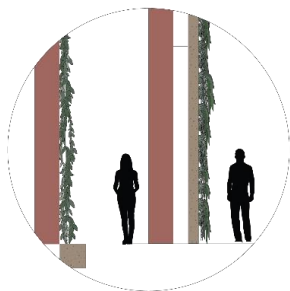
Betingelser for optimal støjreduktion

Grønne tages effekt på lydabsorption, og dermed evnen til at reducere støjni-veauet, afhænger af flere faktorer, der konstant er under ændring: selve vækstmediet, lufthuller, plantelaget og vandindhold (Ode Sang et al., 2022; Van Renterghem, 2018).

I studiet af Connelly & Hodgson (2015) undersøges forskellige karakteristika indvirkning på lydabsorption. Eksperimenterne viser, at dybden af vækstmediet er essentielt for lydabsorption samt at den højeste lydabsorption opnås med et vækstmateriale, der har et højt indhold af organisk materiale (relativt til pimpsten og sand). Studiet viser også, at sand har den dårligste lydabsorption.

Flere studier peger på, at grønne tages lydabsorption falder, når vegetationssystemet er fugtigt og kompakt. Derfor reduceres lydabsorptionen, når det regner, og stiger derefter igen i takt med, at vegetationssystemet drænes for vand (Connelly & Hodgson, 2015; Van Renterghem, 2018).

Nogle studier peger på, at støjreduktion påvirkes af tagets form. Det skyldes at et fladt tags afskærmning for støj allerede er næsten optimal og det er dermed muligt at opnå en større effekt, når et grønt tag placeres på et tag med hældning (Van Renterghem, 2018).



Grønne vægge

Ifølge Pérez et al. (2018) er grønne vægges evne til at reducere støj ikke tilstrækkeligt undersøgt. Det påpeges i studiet, at grønne vægge ikke designes med et støjreducerende formål og derfor er bidraget til støjreduktion begrænset.

I litteraturstudiet af Cardinali et al. (2023) fastlægges det, på baggrund af 11 publikationer, at grønne vægge har et potentiale til at reducere støj med op til 10 dB. Det påpeges, at de opstillede eksperimenter anvender forskellige metoder, hvorfor de ikke kan sammenlignes på tværs. Det vurderes af forfatterne, at det reelle støjreducerende potentiale er mellem 1 dB og 5 dB. Med grønne vægge er det, ifølge Ode Sang et al. (2022), muligt at opnå en støjreduktion i smalle gader.

Andre publicerede studier vise, at både grønne facader og levende vægge kan have en støjreducerende effekt (Radić et al., 2019; Ode Sang et al., 2022). Sammenligningen mellem grønne facader og levende vægge er kompleks, men generelt kan det konkluderes, at levende vægge har et højere potentiale for støjreduktion, da det porøse vækstmedie er distribueret over hele overfladearealet (Bakker et al., 2023).

Betingelser for optimal støjreduktion

Grønne vægges potentiale til at reducere støj afhænger af lignende faktorer som

dem præsenteret for grønne tage: vækstmedie, plantetype, vandindhold og luftlag ind til væggen (Bakker, et al., 2023; Radić et al., 2019; Ode Sang et al., 2022).

Det er muligt at udvikle værksmediet til specifikt at øge lydabsorption og -isolation. Det er vigtigt, at vækstmediet er porøst, og det anbefales at tilføje perlite³ for at reducere de negative påvirkninger fra højt vandhold. Stedsegrønne planter med høj bladdensitet og bredde viser sig at have den bedste effekt på lydabsorption (Bakker et al., 2023; Pérez et al., 2018).

Flere studier påviser, at når der tilføres et luftlag mellem den grønne væg og den solide væg, øges lydabsorptionen. I et forsøg identificeres en ekstra støjreduktion på 3 dB i en grøn væg med luftlag, sammenlignet med en grøn væg uden et luftlag til den solide væg (Bakker et al., 2023).

Studier påpeger, at evnen til at reducere støj kan forbedres ved at øge arealet af beplantning på husmuren. Den bedste effekt opnås, hvis hele muren dækkes af den grønne væg. Der er typisk overflader, der ikke kan dækkes af grønne vægge, eksempelvis vinduer og døre. Disse punkter kan være kilde til, at en egentlig støjreduktion ikke kan opnås eller kun kan opnås i lille grad ved etablering af grønne vægge (Wong et al., 2010; Pérez et al., 2016).



Vejbeplantning

I dette afsnit skelnes der imellem flere typer af vejbeplantning, der er relevante hhv. i tæt bebyggelse og nær større veje.

Beplantningsbælter – Effekt på støj nær større veje

Et beplantningsbælte er en stribe af træer og buske i forskellige dybder, der placeres tæt ved vejen for at skærme for støj. De gennemførte undersøgelser opnår modstridende konklusioner på, hvorvidt disse beplantningsbælter medfører en egentlig reduktion i dB (Gate 21 & Silent City, 2023).

I et ældre dansk studie udførte man målinger på flere forskellige lokationer i Danmark ved beplantningsbælter mellem 3 og 25 meter i bredden. I dette studie findes ingen signifikant reduktion i støjniveauet ved beplantningsbælter relativt til et terræn med græsareal eller andre porøse overflader (Kragh, 1981).

Andre studier viser, at den faktiske trafikstøj kan reduceres, så længe beplantningsbæltet er tilstrækkeligt højt, bredt og kompakt (Ode Sang et al., 2022). Nogle studier har dokumenteret støjreduktioner mellem 2 dB og 10 dB ved denne type beplantningsbælter nær større veje (Peng et al., 2014; Van Renterghem et al., 2012; Dobson & Ryan, 2000; Samara & Tsitsoni, 2011).

Beplantningsbælter - Betingelser for optimal støjreduktion

Ift. valg af træer anbefales en tæt beplantning af både løvfældende og

³ Perlit er et vulkansk mineral, der anvendes til at gøre jorden mere luftig og sikre ilttilgang til planternes rødder.

stedsegrønne træarter. Det skyldes, at de stedsegrønne arter beholder deres nåle/blade over vinteren og dermed opnås en effekt hele året. Som supplement til træerne i beplantningsbæltet er det vigtigt at plante et tæt buskads, der sikrer lysabsorption og -isolation mellem jordoverfladen og trækronen (Dobson & Ryan, 2000; Gate 21 & Silent City, 2023).

Potentialet til absorption af støj stiger i takt med, at bredden på beplantningsbæltet øges og typisk ses optimal støjreduktion ved 20 til 30 meters bredde (Dobson & Ryan, 2000). I studiet af Van Renterghem et al. (2012) udspecificeres det, at det er muligt at opnå positive effekter af et beplantningsbælte, når det har en bredde på 3 meter. Implementering af dette grønne tiltag kræver dermed relativt store åbne arealer tæt på vejbanen og ses derfor typisk langs motorveje eller større hovedveje.

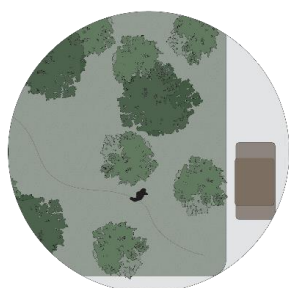
Hække – Effekt på støj i tæt bebyggelse

Et studie undersøger effekten af at plante hække i en meters højde langs vej-kanten på en 4 sporet vej – og mellem vejbanen og fortovet. Her findes en reduktion på op til 5 dB for fodgængere, der befinder sig på fortovet. Støjreduktionen i dette tilfælde skyldes i høj grad den tidligere nævnte *acoustical ground effect*, hvor den porøse overflade absorberer trafikstøjen. Der opnås dog ikke en betydelig effekt mht. lydisolations. Det skyldes at fodgængerer fortsat eksponeres direkte for støj-kilden, da vegetation plantes i maksimalt 1 meters højde (Defrance et al., 2014).

I et andet studie udføres målinger ved fire forskellige opsætninger af hække som en grøn barriere tæt på vejbanen. Her opnås en gennemsnitlig støjreduktion på 2,7 dB og en maksimal reduktion på 7 dB ved at plante hække i ca. 2 meters højde og mellem 0,5 og 2 meters bredde (Biocca et al., 2019).

Hække - Betingelser for optimal støjreduktion

En faktor, der har indflydelse på opnået støjreduktion, er placering af hækken ift. vejbanen samt modtageren af støjen. Defrance et al. (2014) beskriver, at støjreduktion stiger, når vegetationen placeres tæt på vejbanen. Derudover er den porøse jordoverflade, som hækken vokser, i essensiel for at opnå en støjreduktion, ligesom det er vigtigt at selve hækken er tæt og kompakt (Biocca et al., 2019).



Grønne områder

Det er muligt at etablere grønne områder, der kan understøtte flere økosystemtjenester, deriblandt støj reduktion (Margaritis & Kang, 2016; Van Renterghem et al., 2020). Ifølge Jaszczak et al. (2021) er der dog en lille del af litteraturen, der beskæftiger sig med reduktion af støj i relation til grønne områder.

I et studie måles støjniveauer i et grønt område og på en åben plads, der begge er plaget af trafikstøj. Deres resultater viser, at støjniveauet i det grønne område er omkring 5 dB lavere end på den åbne plads, hvilket formodes at skyldes vegetationen i det grønne område (Cohen et al., 2014). Margaritis & Kang (2016) undersøger grønne områders positive effekter på reduktion af trafikstøj i

forskellige byer i Europa. I dette studie konkluderes det ligeledes, at det er muligt at opnå lavere støjniveauer i byer med en høj andel af grønne områder og porøse overflader.

Optimale betingelser for støjreduktion

Det grønne områdes karakteristika er afgørende for reduktionspotentialen. For vejbeplantning beskrives det, at tæt beplantning, porøs jord samt kombinationen af løvfældende og stedsegrønne træarter er vigtige faktorer for støjreduktion (Dobson & Ryan, 2000; Gate 21 & Silent City, 2023). Støjmålinger viser, at niveauet af støj i et grønt område i Polen stiger i vintermånederne, hvor der ikke er blade på de løvfældende træer (Jaszczak et al., 2021), hvilket understøtter anbefalingerne om at kombinere træarter i grønne områder.

Udover valget af vegetation har størrelsen på det grønne område i høj grad indflydelse på, hvor meget støjen reduceres, da afstanden til støjilden øges. De højeste niveauer af støj i et grønt område findes langs områdets grænse til det omkringliggende byområde. Det er muligt at skabe en støjbarriere ved at anvende *multilayer*-beplantning (yderligere beskrevet i luftafsnittet under tiltaget grønne områder, hvor en sådan løsning ligeledes anbefales mhp. at reducere luftforurening i det grønne område) (González-Oreja et al., 2010; Van Renterghem et al., 2020; Jaszczak et al., 2021).

Oplevet støjgene

Som beskrevet tidligere har vegetation ikke alene effekt på reduktion af det faktiske dB niveau, men også på den oplevede støjgene.

I Gate 21 & Silent City (2023) fremgår det, at det ofte er muligt med grønne tiltag at opnå en højere reduktion i oplevet støjgene end den faktiske reduktion i dB. Af denne kilde fremgår det, at synlig grøn bevoksning kan reducere den oplevede støjgene med mellem 6 dB og 10 dB. I en undersøgelse af Yang et al. (2011) viser det sig, at 55 % af deres testpersoner overvurderer planters evne til at reducere støj hvilket ligeledes indikerer, at der kan være en reduktion i oplevet støjgene.

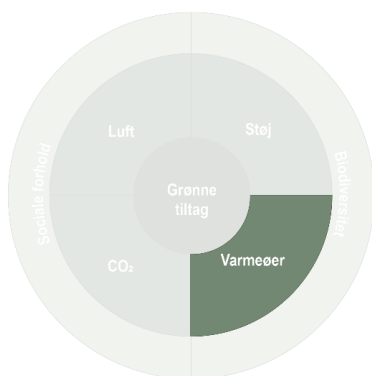
Flere studier undersøger, hvorvidt udsigt til vegetation kan reducere den oplevede støjgene indendørs i hjemmet. Resultaterne herfra (baseret på selv-rapporterede besvarelser) viser, at oplevet støjgene falder, når respondenterne har udsigt til træer eller grønne områder fra deres hjem (Van Renterghem & Botteldoorn, 2016; Li et al., 2010).

For flere af de ovenfor beskrevne grønne tiltag påpeger forfatterne, at det er muligt at opnå en reduktion i oplevet støjgene. Ifølge Yang & Jeon (2020) kan grønne vægge i høj grad bidrage til reduktion i oplevet støjgene og Kragh (1981) beskriver ligeledes, at det kan forventes at beplantningsbælter kan reducere oplevet støjgene grundet den visuelle barriereeffekt. Jaszczak et al. (2021) interviewer både eksperter og brugere af et grønt område og finder at vegetation har en positiv effekt på den oplevede støjgene.

Betingelser for optimal støjreduktion

Vegetations evne til at fjerne den oplevede støjene virker i form af visuel afskærmning fra støjilden og derfor er det vigtigt at vegetationen plantes sådan, at den virker som en visuel barriere mellem støjilden og modtageren af støjen. Det er derfor en fordel, at vegetationen er tæt f.eks. en trækrone med stort bladareal. Desuden er det vigtigt at tage højde for, at løvfældende træer taber deres blade i vinterhalvåret og dermed reduceres deres effekt på den oplevede støjene i nogen grad. Det kan derfor være en fordel at plante en kombination af løvfældende og stedsegrøn vegetation.

Det er derudover værd at bemærke, at fordi vegetation har en positiv indvirkning på den oplevede støjene gennem den visuelle barriere, der ændre konteksten hvori støj opleves, kan vegetation ikke nedsætte den oplevede støjene under nattesøvn (Gate 21 & Silent City, 2023). Som nævnt i introduktionen for afsnittet om støj er det specielt ved forstyrrelse af nattesøvn, der er risiko for at udvikle sygdomme som følge af høje støjniveauer (Kræftens Bekæmpelse, 2022). Det er derfor ikke en optimal løsning udelukkende at fokusere på at reducere den oplevede støjene.



Varmeøer

Den seneste rapport fra IPCC fastslår, at klimaforandringer medfører temperaturstigninger globalt og i Nord Europa har effekterne vist sig at være større end ellers forventet. Temperaturstigningerne har en lang række konsekvenser for menneskeligt helbred og specielt er hyppigheden, intensiteten og varigheden af hedebløgere bekymrende. Temperaturstigninger viser sig bl.a. at medføre slagtilfælde, nyresvigt, lungesygdom, diabetes, psykiatrisk sygdom og øget dødelighed (IPCC; 2023; WHO, 2023; Bowler et al., 2010). Den del af befolkningen, der er i størst risiko for at blive påvirket af hedebløgere er ældre, kronisk syge og folk fra samfundets lavere sociale lag (Adélaïde et al., 2021). I Europa i månederne maj til september 2022 døde 61.672 mennesker af varme-relaterede sygdomme, heraf havde vi 252 dødsfald i Danmark (Ballester et al., 2023).

I bymiljøer ses højere temperaturer end i det omkringliggende landskab. Dette fænomen kaldes varmeøeffekten og kommer bl.a. til udtryk ved at vegetation blomstrer tidligere i byerne og omkostningerne for opvarmning er langt lavere i byer sammenlignet med landområder, mens behovet for køling er højere (Oke et al., 2017).

Undersøgelser har dokumenteret, at forskellen i lufttemperaturen mellem landområder og urbane miljøer primært opstår om natten. Lufttemperaturen om dagen varierer meget lidt, mens den om natten er højest i byer. Det skyldes, at den store mængde varme, der lagres i hårde overflader i løbet af dagen, langsomt afgives om natten og derved holder bymiljøer på varmen om natten i højere grad end omkringliggende landområder (Oke et al., 2017; Norton et al., 2015; Iungman et al., 2023).

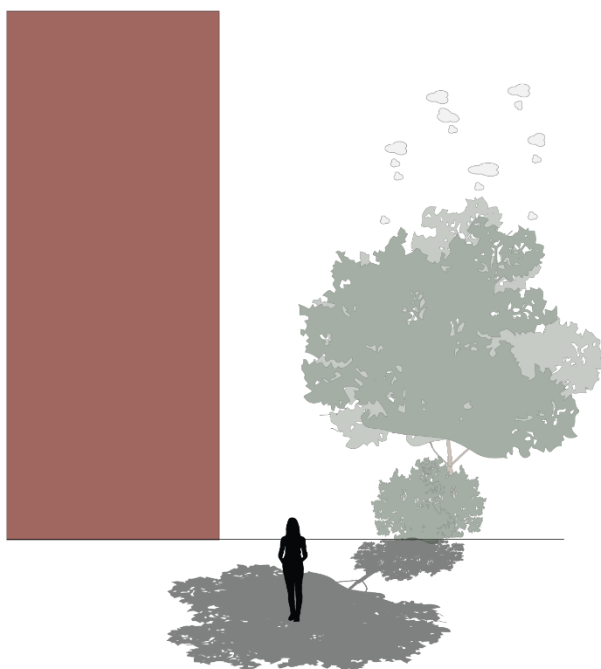
I løbet af dagen er der store variationer i den såkaldte strålingstemperatur (også kendt som intra-urbane temperaturforskelle). På skyfri dage udsættes alle overflader for solindstråling. Hårde overflader, som asfalt, beton og husvægge, lagrer effektivt varmen, hvilket derefter genererer strålingstemperatur. Det som mennesker udsættes for, er derved både direkte stråling fra solen, diffus stråling fra skyer og reflekteret strålingsvarme fra jorden og hårde overflader. Det er strålingstemperaturen, der har størst påvirkning på energiudveksling og termisk komfort i byerne på solrige og varme dage (Oke et al., 2017; Norton et al., 2015; Iungman et al., 2023).

Intensiteten af varmeøeffekten er afhængig af den enkelte bys karakteristika, eksempelvis med hensyn til vejrforhold, klima og graden af urbanisering (Antoszewski et al., 2020). Det forventes, at der globalt vil ses en stigning i varmeøeffekten i fremtiden som resultat af højere gennemsnitstemperaturer på kloden. Det er derfor vigtigt at identificere tiltag, der kan anvendes for at reducere effekten – og de forbundne negative indvirkninger på menneskelig sundhed. Grønne tiltag, som f.eks. grønne tage, grønne vægge, grønne områder og vejbeplantning, kan forbedre byers modstandsdygtighed overfor klimaforandringer og varmeøeffekten (Norton et al., 2015; Marando et al., 2021; Bowler et al., 2010).

Hvordan virker tiltagene?

Mikroklima regulering – herunder at reducere temperaturerne - kan opnås med grønne tiltag i byerne (Marando et al., 2021). Vegetation kan reducere temperatur på to måder. Dette er illustreret i Figur 11 og beskrevet herunder (Antoszewski et al., 2020; Santamouris et al., 2017):

- > **Lokal skygge.** Vegetation kan give lokal skygge til mennesker, der befinder sig i urbane miljøer samt til de befæstede mørke flader. Her ved reduceres strålingstemperaturen.
- > **Evapotranspiration.** Evapotranspiration er den samlede andel af vand, der frigives fra vegetation, hvilket både forekommer i form af fordampning fra plantens overflader og transpiration gennem planters mikroskopiske åbninger bl.a. ved fotosyntese. Denne mekanisme køler den omgivende luft og sænker dermed lufttemperaturen.



Figur 11 - Illustration af vegetations effekt på varmeøer: lokal skygge og evapotranspiration.

Vegetations evne til at reducere temperatur i byerne afhænger bl.a. af geografisk lokation, vegetationstype, den bymæssige sammensætning og årstiden. Flere faktorer er gældende for både grønne vægge, tage, vejbeplantning samt grønne områder.

En af de essentielle betingelser for at opnå reduktion i temperatur med vegetation er, at der er tilstrækkelige mængder af vand til stede. Det skyldes, at evapotranspiration fra vegetationen reduceres markant eller helt ophører, når vegetationen ikke tilføres nok vand. I perioder med størst behov for regulering af temperatur vil tørke ofte også forekomme. Samtidig er der i storbyer fokus på at fjerne eventuelle vandmasser hurtigst muligt, via kloakering, hvilket også er

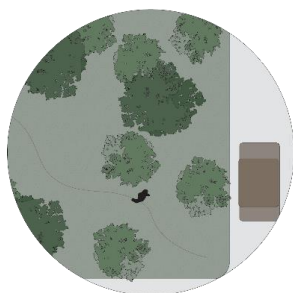
medvirkende til at reducere tilgængelige mængder af vand til træerne. Det er derfor nødvendigt at sikre, at vegetationen kan tilføres vand i perioder med ekstreme temperaturer og tørke, eksempelvis ved at indfange oversvømmelses- og regnvand eller genbruge gråt vand⁴ (Norton et al., 2015; Gill et al., 2007; Marando et al., 2021).

Derudover varierer vegetations temperatursænkende effekter med skiftende årstider og er langt mere mærkbare i forår og sommermånederne, hvor temperaturen er højere (Ode Sang et al., 2022).

Generelt peger en lang række studier på behovet for at kombinere de fire grønne tiltag for at øge reduktion af temperatur i byerne (Norton et al., 2015; Jungman et al., 2023; Santamouris et al., 2017).

Hvor godt virker det?

I dette afsnit redegøres for effekten af hvert tiltag på varmereduktion samt hvilke betingelser, der skal være til stede for at opnå en optimal reduktion af varmeøeffekten.



Grønne områder

I litteraturen er der bred enighed om, at grønne områder har et potentiale til at reducere temperatur i byerne. Fænomenet omtales *park cooling island effect* (Spronken-Smith & Oke, 1998; Santamouris et al., 2017). At oprette nye grønne områder samt at bevare eller udvide eksisterende grønne områder er derfor et relevant tiltag til at opnå en positiv indvirkning på varmeø effekten (Gill et al., 2007).

Temperaturen i grønne områder er generelt lavere end det omgivende bebyggede område. Den eksakte reduktion i temperatur ved implementering af grønne områder vil afhænge af en række faktorer, så som det grønne områdes karakteristika, temperaturen og vandtilførsel (Bowler et al., 2010; Santamouris et al., 2017). I litteraturstudiet af Bowler et al. (2010) rapporteres en gennemsnitlig reduktion af temperatur lige under 1 °C om dagen og lidt over 1 °C om natten. Santamouris et al. (2017) referer ligeledes disse gennemsnits temperaturreduktioner og identificerer derudover et spænd på temperaturreduktioner mellem 0,3 til 7 °C om dagen og 0,5 til 10 °C om natten. Disse spænd er baseret på en lang række publiceringer, der afrapporterer data fra eksperimentelle måling i grønne områder foretaget over hele verden.

Derudover er det med grønne områder muligt at opnå en temperaturreduktion ikke kun inde i selve området, men også i det omkringliggende bymiljø. Eksisterende undersøgelser måler en reduktion i temperatur mellem 200 m og 2 km fra det grønne område. Reduktionseffekten vil bl.a. afhænge af omgivelsernes udseende (Santamouris et al., 2017).

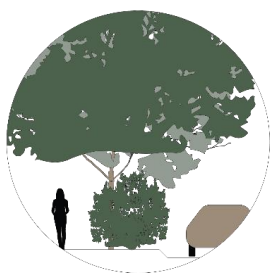
⁴ Ved gråt vand forstås sanitært spildevand eksempelvis fra bad, køkken, vask.

Betingelser for optimal reduktion af temperatur

En række publikationer har identificeret flere faktorer, der har indflydelse på, hvor store temperaturreduktioner, der kan opnås ved implementering af grønne områder.

Flere undersøgelser peger på, at størrelsen på det grønne område er afgørende. Ud fra litteraturen er det ikke muligt at fastlægge en minimumsstørrelse på det grønne område for at opnå en temperaturreduktion eller bestemme om sammenhængen mellem størrelse og reduktion af temperatur er lineær (Bowler et al., 2010).

Det viser sig, at især typen af vegetation i de grønne områder har stor indflydelse på reduktion af temperatur. I løbet af dagen er træer vigtige for at opnå en reducerende effekt på temperatur (kombinationen af skygge og evaporation gør sig gældende). Dog viser flere studier, at trækronen kan holde på varmen i løbet af natten og dermed påvirke reduktion i nattemperaturer negativt (Spronken-Smith & Oke, 1998; Bowler et al., 2010).



Vejbeplantning

Undersøgelser viser, at trædække i byerne er det grønne tiltag, der har den største positive indvirkning på varmeøeffekten. Det skyldes, at træer er i stand til at reducere temperaturen både ved evapotranspiration og ved at give skygge (Pataki et al., 2021; Antoszewski et al., 2020; Bowler et al., 2010).

I et nyligt udgivet studie af Iungman et al. (2023) fastlægges det, at 6.700 dødstilfælde i europæiske storbyer skyldes effekten af varmeøer. Ifølge deres estimater kunne 2.644 (dvs. ca. 40 %) af disse dødstilfælde være undgået, hvis man indførte 30 % trædække i byerne.

I litteraturstudiet af Santamouris et al. (2017) rapporteres det, på baggrund af en lang række publikationer, at yderligere beplantning af træer kan føre til temperaturreduktioner mellem 0,1 og 4°C med et gennemsnits reduktion på 3,5°C.

Marando et al. (2021) simulerer temperaturforskelle mellem byer med og uden vegetation. Undersøgelsen afgrænses til 601 større byer lokaliseret i EU-27 landene (de danske storbyer København, Odense, Aarhus og Aalborg er inkluderet). Resultater fra studiet viser, at trædække i gennemsnit reducerede temperaturer med ca. 1 °C. Ifølge studiet ses en gennemsnitlig køling i 2018 i Danmarks storbyer mellem 0 og 1 °C som resultatet af træers kølingskapacitet.

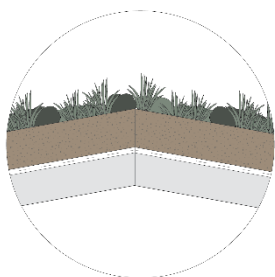
Marando et al. (2021) foreslår et trædække på 16 % i storbyerne i EU-27 landene for at opnå en temperaturreduktion på 1 °C. I en tilsvarende undersøgelse af Iungman et al. (2023) af europæiske byer estimeres det, at 30 % trædække kan føre til gennemsnits temperaturreduktioner på 0,4 °C. Forskellen i temperaturreduktion mellem de to studier skyldes afgrænsningen af byer, hvor Marando et al. (2021) inkluderer en andel af landområdet omkring byerne mens Iungman et al. (2023) udelukkende inkluderer byområder.

Betingelser for optimal reduktion af temperatur

Andelen af skygge et træ kan tilføre afhænger af densiteten og formen af trækronen og i litteraturen argumenteres derfor for, at de mest effektive træer er løvfældende træer (Antoszewski et al., 2020).

Optimering af placeringen af træer i byerne er også vigtig for, hvor stor en temperaturreduktion, det er muligt at opnå. Det nævnes ovenfor, at træer med en tæt trækrone er specielt effektive til at give skygge, men samtidig er der risiko for, at den tætte trækrone holder på varmen og afgiver varme i nattetimerne. Det er derfor vigtigt, at træer med højt bladareal placeres på brede gader med lave bygninger eller på åbne pladser for at sikre ventilation og dermed mindske afgivelse af varme om natten (Norton et al., 2015; Antoszewski et al., 2020).

Andelen af træer har ligeledes stor betydning for, hvor mærkbar temperaturreduktionen er i byområdet. Når trædækket stiger vil temperaturreduktionen ligeledes stige (Marando et al., 2021).



Grønne tage

I løbet af dagtimerne er hustage de varmeste overflader i byen. Litteraturen viser, at grønne tage kan bidrage til en reduktion af temperatur i byer. Det er muligt at opnå temperaturreduktion på bygningens overflade og i et vist omfang at reducere temperatur inde i bygningerne samt udendørs (Norton et al., 2015; Antoszewski et al., 2020).

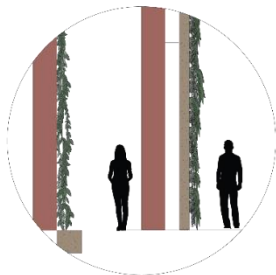
Grønne tage betragtes dog som mindre effektive til termisk regulering og afkøling sammenlignet med andre grønne elementer (så som grønne områder og vejbeplantning) og kan ikke stå alene. I stedet peges der på, at grønne tage kan anvendes som led i en større strategi med implementering af grønne tiltag i byer. Specielt kan grønne tage være et vigtigt tiltag i områder med tæt bebyggelse, hvor der er begrænset plads til at indføre andre former for vegetation (Gill et al., 2007; Ode Sang et al., 2022).

Baseret på 21 publikationer estimerer Santamouris et al. (2017) en reduktion af temperatur på mellem 0 og 3 °C i luften umiddelbart omkring det grønne tag. Det understreges i studiet, at selvom temperaturen over det grønne tag forventes at falde er det ikke ensbetydende med, at temperaturen på gadeplan falder.

Betingelser for optimal reduktion af temperatur

Undersøgelser viser at grønne tage på høje bygninger medfører begrænset eller ingen effekt på termisk komfort på fodgængerniveau. Det er derfor nødvendigt at installere det grønne tag på relativt lave bygninger, hvis grønne tage skal have en positiv effekt på temperaturen på gadeplan (Ode Sang et al., 2022; Norton et al., 2015; Antoszewski et al., 2020).

For at opnå størst potentiale for reduktion af temperatur skal det grønne tag have et højt bladareal samt et fugtigt og dybt vækstmateriale. Derudover øges evnen til at sænke temperaturen, hvis planterne har en vis højde (Ode Sang et al., 2022; Norton et al., 2015; Santamouris, 2015; Antoszewski et al., 2020).



Grønne vægge

Litteraturen fastslår, at grønne vægge kan have en positiv indvirkning på temperaturen i byer. Grønne vægge kan reducere temperatur ved evapotranspiration og kan isolere bygningen, ved at forhindre absorption af varme i husmuren og det kan dermed påvirke indendørsklimaet positivt. Denne type tiltag kan dog ikke tilføre skygge (Norton et al., 2015; Antoszewski et al., 2020).

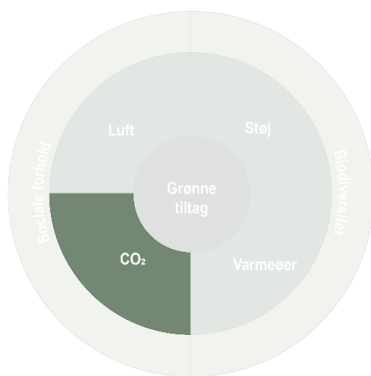
I et nyligt udgivet litteraturstudie konkluderes det, på baggrund af 21 publikationer, at grønne vægge kan reducere lufttemperatur med op til ca. 9 °C i dagtimerne og op til ca. 4 °C i løbet af natten (Cardinali et al., 2023). I studiet af Susca, et al. (2022) rapporteres en temperaturreduktion i hhv. London og Montreal på omkring 2 og 3 °C i løbet af dagen og 1 og 2 °C om natten. Klimaet i disse storbyer er relativt sammenlignelige med danske storbyer og det er derfor mere sandsynligt at temperaturreduktioner i denne størrelsesorden er mulig i et dansk klima.

Betingelser for optimal reduktion af temperatur

Grønne vægge anses for at være specielt fordelagtige at implementere i smalle gader, hvor bygningens facade er eksponeret for meget sollys og hvor der er begrænset plads i gadeplan. Her kan grønne vægge øge ventilationen og køling om aftenen (Norton et al., 2015; Antoszewski et al., 2020). Dette anfægtes dog i studiet af Hunter et al. (2014). Det påpeges, at slyngplanter naturligt vokser i skovbunden, hvor der ikke er direkte soleksponering, vindforholdene er roligere og der er højere fugtighed. Forfatterne er derfor tvivlende overfor om slyngplanter kan overleve de signifikant anderledes forhold på bygningsfacader i byerne.

En af de afgørende faktorer for temperaturreduktion er, at den grønne væg dækker så meget af facaden som muligt. Derudover finder flere studier, at et højt bladarealindeks fører til mere mærkbare temperaturreduktioner. For at have effekt på fodgængere bør grønne vægge placeres nær fortove (Hunter et al., 2014; Norton et al., 2015; Antoszewski et al., 2020).

Levende vægge er generelt mere effektive til at reducere overfladetemperaturen end grønne vægge, da vækstmediet fungerer som et ekstra isolerende lag. Derudover kan selve luftlaget mellem vegetationen og væggen virke isolerende (Cardinali et al., 2023; Hunter et al., 2014).



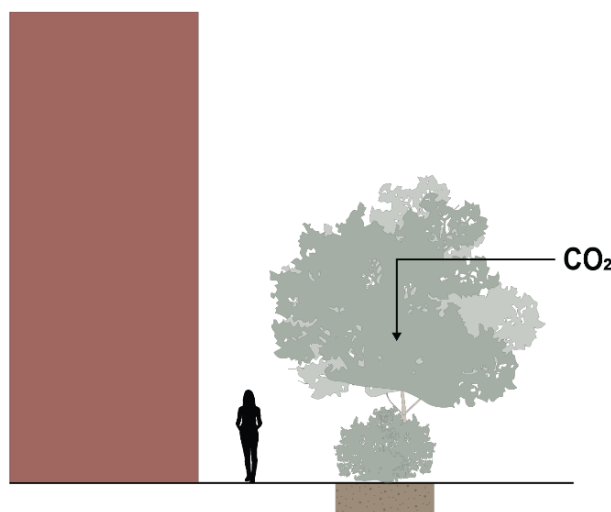
Optag af CO₂

Atmosfærens indhold af CO₂ er steget drastisk siden den industrielle revolution, hvilket har resulteret i globale klimaforandringer. Klimaforandringer har medført øget hyppighed af ekstremt vejr, temperaturstigninger og stigende vandstande, der har forårsaget store ødelæggelser og irreversible tab for jordens økosystemer og biodiversitet (IPCC, 2023).

Menneskelig aktivitet har skabt klimaforandringerne, og en stigende andel af de globale CO₂ emissioner stammer fra byerne, der i dag er ansvarlige for op mod 72 % af den globale udledning af drivhusgasser. Som følge af Kyoto Protokollen og Parisaftalen er der indgået internationale aftaler og fastlagt målsætninger for afbødning af- og tilpasning til klimaforandringerne. Et initiativ hertil er grønne tiltag i byerne (IPCC, 2023; Fares et al., 2017; Lal, 2012).

Hvordan virker tiltagene?

Selve urbaniseringen påvirker den globale kulstofcyklus gennem ændringer i kulstoflagre og -kilder. Ved at øge vegetationen er det muligt at øge kulstoflagrene i byerne. Det skyldes, at vegetation kan influere kulstofcyklen gennem fotosyntese, hvor CO₂ fra atmosfæren optages og bindes som biomasse i vegetationen samt i jorden. Dette er illustreret i Figur 12 herunder. Net CO₂ optaget er dynamisk og ændrer sig i takt med at vegetationen vokser, dør og rådner. CO₂ optaget vil være positivt når vegetationen vokser, mens det vil være negativt, når vegetationen dør og rådner (Fares et al., 2017; Nowak et al., 2013; Lal, 2012).



Figur 12 - Illustration af vegetations effekt på kulstofcyklus: CO₂ optag, lagring i vegetationen samt i jorden

Undersøgelser peger på, at grønne tiltag i urbane miljøer har et begrænset potentiale til at øge CO₂ optaget (Pataki et al., 2021; Velasco et al., 2016). Over en længere tidshorisont er kulstoflagring i vegetationen en midlertidig og reversibel proces. En del af litteraturen sætter spørgsmålstegn ved om denne form for midlertidig kulstoflagring kan bidrage til at mitigere klimaforandringer i et

globalt perspektiv (Ariluoma et al., 2020). Det fundamentale problem i urbane miljøer er skalaen de grønne tiltage kan optræde i. Byer optager en minimal del af jordens overfladeareal og vegetation heri er begrænset. Derfor er grønne tiltag i byerne mere effektivt til at understøtte lokale økosystemtjenester, så som reduktion af luftforurening, støj og varmeø effekten (Pataki et al., 2021). Dertil er det vigtigt at nævne, at når vegetation reducerer temperaturen i byerne reduceres behovet for køling. På den måde sker der en reduktion i CO₂ udledninger fra energiforbrug i byer (Nowak et al., 2002).

På tværs af de grønne tiltag gælder, at tilgængelighed af vand, næringsstoffer og organisk materiale influerer kulstofcyklen. Træers evne til at optage CO₂ vil variere afhængig af artssammensætningen, træets densitet og størrelse samt det totale trædække (Nowak et al., 2013).

Hvor godt virker det?

I dette afsnit redegøres for effekten af grønne tiltag med henblik på CO₂ optag samt hvilke betingelser, der skal være til stede for at opnå optag og lagring af kulstof i vegetation.



Vejbeplantning

På tværs af vegetationstyper har træer og buske det største potentiale til at optage og lagre CO₂. Det skyldes, at den træholdige del af vegetation er specielt effektivt til at lagre høje koncentrationer af kulstof over længere tidshorisonter sammenlignet med blomster og græs (Besir & Cuce, 2018; Charoenkit & Yiemwattana, 2016).

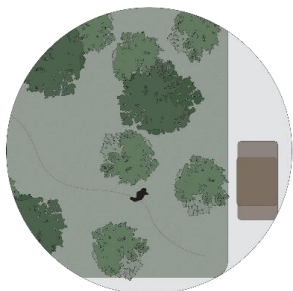
Træbeplantning i byrummet kan altså fungere som kulstoflagre og ifølge Nowak et al. (2013) lagres i gennemsnit ca. 8 kg kulstof per m² trædække.

På trods af at træer er det virkemiddel, der har det største potentiale for CO₂ optag viser undersøgelser, at trævækst i bymiljø typisk kun udligner 0 – 3 % af de årlige CO₂ udledninger fra byerne (Pataki et al., 2021).

Betingelser for optimal CO₂ optag

For at optimere træers CO₂ optag i byerne, er det essentielt at sikre en lang og produktiv tidshorizont for træerne samt kontinuert at tilføre nye yngre træer, der kan erstatte de ældre, døende træer (Lindén et al., 2020; Nowak et al., 2002).

Der er også egentlige negative CO₂ emissioner forbundet med vejbeplantning både ved implementering (eventuelle CO₂ udledninger fra fossildrevende maskiner) og forrådnelse. Dette kan i nogen grad imødegås ved at anvende træet i produktion af eksempelvis møbler. Det er også muligt at anvende træet i energiproduktion og dermed potentielt reducere brug af fossilbrændsel (Nowak et al., 2002).



Grønne områder

Viden om grønne områders eksakte kapacitet til at optage og lagre CO₂ er begrænset. Dog peger den eksisterende litteratur på, at grønne områder er i stand til at lagre høje koncentrationer af kulstof (Fares et al., 2017; Lindén et al., 2020; Shadman et al., 2022).

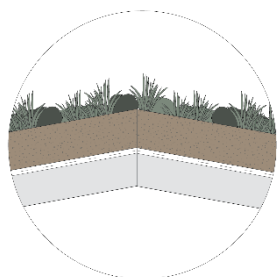
I et grønt område i Helsinki måler et studie en kulstofdensitet på ca. 130 ton per hektar. Kulstoflagret i jorden viser sig i høj grad at overgå mængden af kulstof lagret i vegetationen over overfladen (Lindén et al., 20220). For grønne områder er det derfor centralt at tage højde for CO₂ lagret både over og under jorden.

Betingelser for optimal CO₂ optag

De grønne områder i byerne er designet til at understøtte mange forskellige formål, herunder rekreation. Derfor indrettes mange grønne områder med stier, legepladser, parkeringspladser mm. Optimale betingelser for CO₂ optag i grønne områder kræver, at sådanne uigennemtrængelige områder skal begrænses mest muligt. Det vil dog i givet fald potentielt reducere de grønne områders rekreative værdi (Lindén et al., 2020; Shadman et al., 2022).

Som beskrevet under træbeplantning i byrummet er træer og buske den form for vegetation, der har størst potentiale til at optage CO₂ (Besir & Cuce, 2018). Det anbefales derfor at have en høj dækning af træer og buske i de grønne områder (Lindén et al., 2020; Shadman et al., 2022).

Grønne områder kræver ofte vedligehold og rekonstruktion. Det skaber negative CO₂ emissioner ved brugen af fossildrevne maskiner og derudover forstyrres jordlagene, hvilket medfører tab af kulstoflagre. For at beskytte det eksisterende kulstoflagre i grønne områder er det derfor vigtigt at reducere unødvendig forstyrrelse af de grønne områder (Lindén et al., 2020; Nowak et al. 2002).



Grønne tage og vægge

Effekten af grønne tage og vægge på CO₂ optag vurderes i litteraturen at være meget begrænset. Studier viser, at grønne tage har et større potentiale til at optage CO₂ sammenlignet med grønne vægge. Den årlige kulstoflagring i grønne tage er i gennemsnit mellem 0,4 og 30 kg kulstof per m², mens den for grønne vægge er mellem 0,1 og 1 kg kulstof per m² (Besir & Cuce, 2018; Kinnunen et al., 2022; Charoenkit & Yiemwattana, 2016).

Begge grønne tiltag kan optage CO₂, men mangler kapacitet til at lagre den akkumulerede CO₂ over længere tid. Kulstoflagringen finder sted i selve planten og vækstmediet. For grønne vægge og grønne tage er der en lille mængde af vækstmedie til stede og de anvendte planter er små og ofte ikke-træholdige (med undtagelse af slyngplanter til grønne facader). Tidshorizonten for lagring er derfor kort og netto optaget ved vækst er ikke markant større end den frigivende CO₂ ved nedbrydning af planterne samt produktion og vedligehold (Besir & Cuce, 2018; Kinnunen et al., 2022).

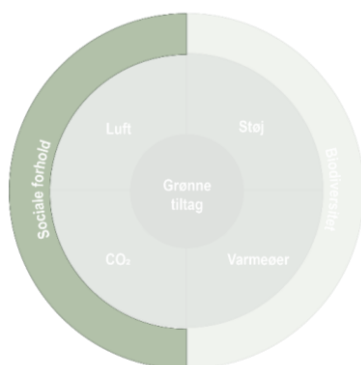
Betingelser for optimal CO₂ optag

Det er muligt at forbedre grønne vægge og tages potentiale for at optage CO₂ ved at øge dybden på vækstmediet. Det viser sig, at 70 % af den optagne CO₂ lagres i vegetationssystemets vækstmedie, og det er altså muligt at lagre mere CO₂, hvis dybden af vækstmediet øges. Ved at øge dybden af vækstmediet øges samtidig vækstbetingelserne og dermed også koncentrationen af plante biomasse, hvor kulstof ophobes og lagres indtil plantedød.

Derudover er valget af plantearter afgørende. Studier viser at træholdige planter lagrer op til 2,5 gang mere CO₂ sammenlignet med blomsterplanter med bløde stængler og derfor bør træholdige planter vælges til begge grønne tiltag (Charoenkit & Yiemwattana, 2016).

Effekter på mennesker og biodiversitet

I dette afsnit redegør vi for, hvad litteraturen siger om grønne tiltags effekter på henholdsvis menneskers sundhed og velbefindende samt på biodiversitet. Det er svært at sige, hvad – om noget – et enkelt grønt tag eller vejbeplantning gør ved mennesker og biodiversitet. Litteraturen viser dog, at grønne tiltag og vegetation mere generelt kan have en indvirkning på både mennesker og biodiversitet. Menneskers oplevelser og følelser forstås ofte bedst i et kvalitativt perspektiv. Effekterne kan – og skal – derfor ikke kvantificeres, som det gælder i de foregående kapitler.



Mennesker og sociale forhold

Mennesker har brugt mange tusinde år på at tilpasse sig de naturlige miljøer omkring dem, men har kun beboet store og tætte byområder i relativ få generationer (Glendinning, 1995; Roszak et al., 1995; Suzuki, 1997; Gullone, 2000). Mens den eksisterende livsstil i den vestlige verden har omtrent fordoblet menneskers forventede levealder, har den også dannet grobund for nye udfordringer og sygdomme (Maller et al., 2005). Vi bliver ældre og ældre og vores livsstil, forbrug og miljøpåvirkning forandres løbende og fører til livsstilssygdomme, samtidig med at psykiske, adfærdsmæssige og sociale helbredsproblemer ses som en stigende sundhedsbyrde i store dele af verden (McMichael, 2001; Desjarlais et al., 1995).

Med den stigende urbanisering og fortætning af byerne bliver der længere mellem de grønne åndehuller for mennesker i byerne (Bratman et al., 2019). Samtidig er det indendørs liv og arbejde så udbredt, at der nu tales om "indendørs-mennesker," hvor udendørslivet og naturen næsten er forsvundet ud af tilværelsen (Rubow, 2022). I dag har mange mennesker betydeligt mindre kontakt med naturen (forstået i bred forstand) sammenlignet med deres forældres generation, og studier viser, at mennesker i dag bruger meget store dele af tilværelsen i bygninger (Bratman et al., 2012; Evans et al., 1998).

Velvære og mental sundhed

På tværs af faglige discipliner og geografi viser en række studier, at "naturoplevelser" bredt set har en positiv effekt på mental sundhed og velvære, de giver f.eks. oplevelser af glæde, mening med livet og overskud (White et al., 2013; Roe & Aspinall, 2011; Bratman et al., 2015). Flere studier peger på, at øget interaktion med natur og bynatur giver positive fysiologiske effekter, forbedret kognitiv funktion, mindre træthed og forbedret søvn (Irvine et al., 2013; Bratman et al., 2019). Andre studier peger på mere social interaktion mellem mennesker, oplevelse af større samhørighed, mulighed for refleksion samt reduktion af stress, angst og depression (Irvine et al., 2013; Bratman et al., 2019). I et større samfundsmæssigt perspektiv viser studier en forbindelse mellem grønne områder og befolkningens almene sundhed, herunder reduceret risiko for hjerte-karsygdomme, luftvejssygdomme, depression og angst (Irvine et al., 2013).

Hvordan grønne tiltag påvirker mennesker, afhænger naturligvis af den lokale kontekst, hvilke mennesker, typen af grønne områder samt hvor ofte og hvor meget folk interagerer med det grønne. Generelt ses der dog, på tværs af litteraturen, en sammenhæng mellem menneskers fysiologiske og mentale sundhed og adgang til natur og grønne områder (Kondo et al., 2018; Maller et al., 2005; Wood et al., 2019).

Et britiske studie, med 1.252 informanter, viser, at adgang til og ophold i grønne områder forbedrer menneskers selvværd og humør. Naturtypen spiller angiveligt ingen rolle, men tilstedeværelsen af vand forstærker effekten. Unge og mentalt syge havde den største positive effekt. Studiet viser, at blot 5 minutters aktivitet i grønne områder har stor positiv effekt på kort- og langsigtede sundhedsresultater. *Se: Barton & Pretty (2010).*

Friluftsliv, motion og aktiv mobilitet

Aktiv mobilitet, typisk gang og cykling, har mange positive effekter på blandt andet mental og fysisk sundhed, f.eks. kondition og overvægt (Pisoni et al., 2022). En række studier viser, hvordan netop nærhed til parker og grønne områder kan være med til at øge menneskers fysiske aktivitet (Boccarro et al., 2015; Floyd et al., 2008). Og at de fysiske omgivelser og det grønne kan have stor indflydelse på, hvordan mennesker transporterer sig og hvilke mobilitetsvalg de træffer (Liu et al., 2023).

Mennesker er mere fysisk aktive, hvis de er udendørs og har let adgang til rekreative områder, end hvis de er indendørs (Arvidsen et al., 2012; Ives et al., 2017; Rubow, 2022; Coley et al., 1997). Studier viser, at folk ofte finder grønne gader og byrum mere attraktive at cykle i og at cyklister er tilbøjelige til at tage en omvej til fordel for grønnere ruter (Nawrath et al., 2019; Pietilä et al., 2015). Et nyt, dansk studie pointerer, at grønne byrum fungerer som attraktive genveje for cyklister og fodgængere, og at de kan opleve større forbundethed med naturen, når de ofte færdes i grønne byrum (Liu et al., 2023b; Maas et al., 2006; Grigsby-Toussaint et al., 2015). De grønne områder og ruter kan dermed understøtte en aktiv mobilitet og positive oplevelser for byens borgere.

Fællesskaber og tilknytning

Ud over grønne byrums indvirkning på menneskers mentale sundhed, kan det grønne også spille en rolle i at fremme fællesskaber, social sammenhængskraft og tilknytning til steder. For eksempel kan haver, parker og andre områder med græs, træer og buske fungere som udendørs 'fællesrum', hvor folk i lokalområdet kan mødes. Effekter heraf kan være større glæde ved og tilknytning til lokalområdet (Jennings & Bamkole, 2019; Negami et

Et dansk studie fra 2023 viser, at offentlige, grønne områder og kirkegårde i København fungerer som attraktive genveje for cyklister og fodgængere. For cyklister og fodgængere er de grønne veje (særligt med høj trædækningstæthed) en måde at få hurtige og små naturoplevelse. Studiet pegede på, at personer, der tager hyppige ture gennem grønne områder i byen, i højere grad oplever, at de er forbundet med naturen. *Se: Liu et al. (2023b).*

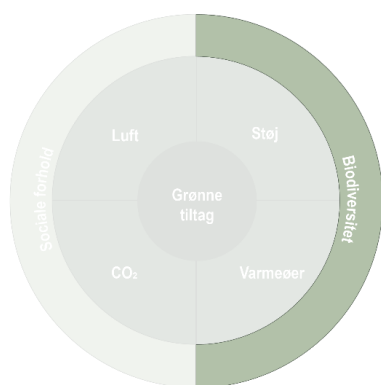
al., 2018; Syamili et al., 2023). Mens et hollandsk studie viser, at beboere med mindre adgang til grønne områder har en større opfattelse af ensomhed og en begrænset social opbakning (Maas et al., 2009).

I tråd hermed viser andre studier, at forældre til børn, der leger udenfor med andre børn, eksempelvis i grønne områder eller legepladser, oplever større lokal sammenhængskraft, og at noget så simpelt som at kigge ud ad sit vindue på noget grønt, kan give glæde over ens lokalmiljø og tilknytning hertil (Boxberger & Reimers, 2019; Kaplan, 2001; Tzoulas et al., 2007; Yuma et al., 2017).

Magi, zen og forbundethed til naturen

Naturen kan også frembringe mere storslåede og nærmest magiske oplevelser. Et dansk studie beskriver de magiske, spirituelle, zen- og meditationsagtige oplevelser, som mennesker forbinder med naturen (Rubow, 2022). Naturens kvaliteter beskrives med følelsen af at kunne forsvinde og at være del af noget større (Rubow, 2022). Et studie af byparker peger på, at parker kan give en følelse af at være i en anden verden, og at mennesker kan føle sig både fysisk og mentalt sundere efter at have opholdt sig i grønne områder. Her beskrives det også, hvordan oplevelsen kan være både kilde til afslapning og være spirituel, fredfyldt, meditativ og give en følelse af at være mere forbundet med naturen (Chesbrough et al., 2019).

Grønne områder i byen kan desuden give mennesker en tættere relation og følelsesmæssig forbundethed med naturen (Mayer & Frantz, 2004; Mayer et al., 2008). Denne forbundethed med naturen kan hænge sammen med og fremme en klima- og miljøbevidst adfærd (Mayer & Frantz, 2004). På den måde kan borgeres eksponering for natur, f.eks. i byerne, være med til at styrke bevidstheden om natur, klima og miljø bredere set.



Biodiversitet

Den omfattende globale urbanisering i moderne tid lægger pres på biodiversiteten i klodens naturlige økosystemer. Mere end halvdelen af jordens befolkning bor i byerne, og biodiversitet er i dag anerkendt som en af de vigtigste dagsordener for verdenssamfundet (Grimm et al., 2008; IPBES, 2019). Byerne presser naturen og biodiversiteten ved at forandre eller helt fjerne de naturlige levesteder, der understøtter det eksisterende dyre- og planteliv lokalt og regionalt (Aronson et al., 2014). Samtidig resulterer den fortsatte ekspansion og udviklingen af byerne i, at der skabes væsentlige spredningsbarrierer for mange arter, i form af veje, jernbaner, bygninger, havne, industriområder, parkeringspladser mm. Dette påvirker biodiversiteten negativt og resulterer i, at arter er i tilbagegang eller helt uddør (Aronson et al., 2014; Ives et al., 2015).

Konsekvenserne ved urbanisering er ofte, at naturens økosystemer tilsidesættes for de menneskelige behov. Dette resulterer i en skæv fordeling af jord og plads i byerne mellem menneskelige/urbane og naturlige økosystemer (Lin & Fuller, 2013; Filazzola et al., 2019). Studier viser dog, at der er potentialer for at bevare levesteder og biodiversiteten i byerne ved at begrønne bymiljøer, og at det

endda kan være til gavn for de mennesker, der bor i byerne (Gómez-Baggethun & Barton, 2013). Grønne tiltag for natur og biodiversitet kan nemlig også virke reducerende for bl.a. støj- og luftforurening, ligesom grønne områder med høj biodiversitet har vist sig at fremme sundhed, livskvalitet, kreativitet og de rekreative udfoldelsesmuligheder.

Sammenhængende begrønning

Begrønning, såsom grønne tage og vægge, vejbeplantning samt grønne områder, kan være med til at forbedre biodiversiteten i forhold til konventionel bebyggelse (Filazzola et al., 2019).

Studier viser, at en mere divers sammensætning af planter på grønne tage bedre understøtter habitater for leddyr (Madre et al., 2013; Braaker et al., 2017), og at grønne tage giver både fouragerings-, skjule- og ynglesteder for fuglearter i byen (Fernandez-Canero & Gonzalez-Redondo, 2010; Wooster et al., 2022). Biers udbredelse i byerne er et veldokumenteret felt. Studier har vist, at bier drager nytte af bl.a. grønne tage i byerne, men også at biernes udbredelse falder, desto højere oppe tagene ligger (MacIvor, 2016).

Studier viser også, at skybrudssikringer med grønne bassiner, der med vegetation efterligner naturlige vådområder, kan fungere som habitater for paddearter i byområder (Hamer et al., 2011). Det er dog vigtigt for kvaliteten at disse levesteder, at der tages hensyn til den eventuelt øgede saltpåvirkning samt forurening via regnvandsafstrømning fra bl.a. veje og parkeringspladser (Kayhanian et al., 2012). Andre studier viser, at etablering af hjemmehørende blomster og planter langs veje og i grønne områder, giver en øget mangfoldighed af insekter og bestøvere end fremmede/eksotiske planter (Norton et al., 2019; Mody et al., 2020).

Et fransk studie undersøgte leddyr, som f.eks. edderkopper, tusindben og insekter, på bygninger med grønne tage på 115 lokationer i det nordlige Frankrig. Studiet viste bl.a., at artsrigdommen var markant højere på tage med en mere varieret/kompleks vegetation. Konklusionen på studiet var, at vegetationsstrukturen spiller en vigtig rolle for leddyr, og at grønne tage kan være med til at styrke urban biodiversitet. Se: *Madre et al., (2013)*.

Økologiske korridorer og plads

Studier viser, at arealer og korridorer har store positive effekter på biodiversiteten i urbane områder, og at både forøgelse af arealet af levestederne, skabelsen af sammenhænge via grønne korridorer samt kvaliteten af levestederne er vigtige for at kunne opretholde og styrke biodiversitet i byerne (Beninde et al., 2015).

Forskningen har længe beskæftiget sig med sammenhængen mellem biodiversitet, levestedernes areal og graden af isolation af et økosystem (Forman, 1995; Merriam, 1984). Grundlæggende viser studier, at habitater er mere robuste, hvis de enten er af en tilstrækkelig størrelse, er direkte forbundet til andre

habitater eller ligger i en afstand/nærhed til øvrige habitater, der muliggør, at der kan ske udveksling af flora og fauna (MacArthur & Wilson, 2001). Biodiversiteten på små eller isolerede habitater er sårbare, bl.a. overfor forandringer i klima, sygdomme og indavl (Randall & Smith, 2019; Wilson et al., 2016). For bymiljøer betyder det, at man skal sikre at de grønne områder er tilstrækkeligt store og sammenhængende eller tæt på hinanden, hvis det skal lykkes at skabe og bevare biodiversitet (Lapoint et al., 2015).

I større grønne områder bør der tænkes i flere forskellige habitater, herunder både våde og tørre naturtyper, som f.eks. søer, engområder, græsland og skovområder, for yderligere at understøtte en øget biodiversitet (Beninde et al., 2015). Driften af grønne områder i byerne indebærer også potentialer for at understøtte biodiversiteten. I grønne områder har det eksempelvis en positiv effekt at nøjes med at lade udvalgte græsarealer blive slået højst 1-2 gange om året. Ved at gøre dette (samt fjerne det afklippede græs) får blomster og urter, der foretrækker mere næringsfattig jord bedre forhold. Det gavner både flora og fauna herunder insekter, sommerfugle og fugle (Bretzel et al., 2016). Grønne tage og vægge kan også understøtte biodiversiteten i byerne og fungere som hjem for insekter og sommerfugle, hvis disse løsninger laves hensigtsmæssigt (Collins et al., 2017; Perini et al., 2011; Chiquet et al., 2012).

Hjemmehørende arter og artsrigdom

Hjemmehørende arter er i følge forskningen bedre tilpasset lokale miljøer, og de er mere robuste og kræver mindre vedligehold (Hahs et al., 2009; Threlfall et al., 2017; Bjørn et al., 2016). Samtidig kan hjemmehørende planter fungere bedre som habitat for de hjemmehørende insekter og leddyr, f.eks. er mange hjemmehørende planter essentielle foderplanter for insekter. Ikke-hjemmehørende/eksotiske planter kan dog også fungere som f.eks. nektarplanter for bier, eller yngleplads for småfugle (Berthon et al., 2021; Sjöman et al., 2016). Forskning viser tydeligt, at artsrigdommen af hjemmehørende planter i urbane grønne områder er grundlaget for højere biodiversitet i byen (Parsons et al., 2006; Wilkinson, 2006; Berthon et al., 2021). Studier viser også, at artsrigdommen spiller en vigtig rolle for de grønne områder i byerne (Nielsen et al., 2013).

Litteraturliste

Aasvang, G. M., Stockfelt, L., Sørensen, M., Turunen, A. W., Roswall, N., Yli-Tuomi, T., Ögren, M., Lanki, T., Selander, J., Vincens, A. P., Pershagen, G., Sulo, G. & Bølling, A. K. (2023). Burden of disease due to transportation noise in the Nordic countries. *Environmental Research*, 231, 116077.

Abhijith, K. V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., ... & Pulvirenti, B. (2017). Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments—A review. *Atmospheric environment*, 162, 71-86.

Adélaïde, L., Chanel, O., & Pascal, M. (2022). Health effects from heat waves in France: an economic evaluation. *The European Journal of Health Economics*, 1-13.

Air Quality Expert Group (2018): Effects of vegetation on urban air pollution. Report prepared Department for Environment, Food and Rural Affairs; Scottish Government; Welsh Government; and Department of the Environment in Northern Ireland.

Antoszewski, P., Świerk, D., & Krzyżaniak, M. (2020). Statistical review of quality parameters of blue-green infrastructure elements important in mitigating the effect of the urban heat island in the temperate climate (C) zone. *International journal of environmental research and public health*, 17(19), 7093.

Aronson, M. F., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., ... & Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the royal society B: Biological sciences*, 281(1780), 20133330.

Arvidsen, J., Pedersen, K. D., & Andkjær, S. (2012). Rum og rammer for aktivt udeliv: et litteraturstudie om naturlige omgivers betydning for aktivt udeliv. Syddansk Universitet, Institut for Idræt og Biomekanik.

Bakker, J., Lugten, M., & Tenpierik, M. (2023). Applying vertical greening systems to reduce traffic noise in outdoor environments: Overview of key design parameters and research methods. *Building Acoustics*, 30(3) 315-338.

Ballester, J., Quijal-Zamorano, M., Méndez Turrubiates, R. F., Pegenaute, F., Herrmann, F. R., Robine, J. M., Basagaña, X., Tonne, C., Antó, J. M. & Achebak, H. (2023). Heat-related mortality in Europe during the summer of 2022. *Nature medicine*, 29(7), 1857-1866.

Baldauf, R. (2017). Roadside vegetation design characteristics that can improve local, near-road air quality. *Transportation research part D: Transport and environment*, 52, 354-361.

Baldauf, R. (2020). Air pollution mitigation through vegetation barriers and green space. In *Traffic-related air pollution* (pp. 437-453). Elsevier.

- Barton, J., & Pretty, J. (2010). What is the best dose of nature and green exercise for improving mental health? A multi-study analysis. *Environmental science & technology*, 44(10), 3947-3955.
- Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology letters*, 18(6), 581-592.
- Berman, M. G., Jonides, J., & Kaplan, S. (2008). The cognitive benefits of interacting with nature. *Psychological science*, 19(12), 1207-1212.
- Berthon, K., Thomas, F., & Bekessy, S. (2021). The role of 'nativeness' in urban greening to support animal biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 205, 103959.
- Besir, A. B., & Cuce, E. (2018). Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 915-939.
- Biocca, M., Gallo, P., Di Loreto, G., Imperi, G., Pochi, D., & Fornaciari, L. (2019). Noise attenuation provided by hedges. *Journal of Agricultural Engineering*, 50(3), 113-119.
- Bjørn, M. C., Weiner, J., & Ørsgaard, M. (2016). Is colourful self-sustaining forb vegetation mere fantasy? *Urban Forestry & Urban Greening*, 15, 75-79.
- Bowler, D. E., Buyung-Ali, L., Knight, T. M., & Pullin, A. S. (2010). Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and urban planning*, 97(3), 147-155.
- Boxberger, K., & Reimers, A. K. (2019). Parental correlates of outdoor play in boys and girls aged 0 to 12—A systematic review. *International journal of environmental research and public health*, 16(2), 190.
- Braaker, S., Obrist, M. K., 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(3), 521-531.
- Bratman, G. N., Daily, G. C., Levy, B. J., & Gross, J. J. (2015). The benefits of nature experience: Improved affect and cognition. *Landscape and Urban Planning*, 138, 41-50.
- Bratman, G. N., Anderson, C. B., Berman, M. G., Cochran, B., De Vries, S., Flanders, J., ... & Daily, G. C. (2019). Nature and mental health: An ecosystem service perspective. *Science advances*, 5(7), eaax0903.
- Bretzel, F., Vannucchi, F., Romano, D., Malorgio, F., Benvenuti, S., & Pezzarossa, B. (2016). Wildflowers: From conserving biodiversity to urban greening—A review. *Urban forestry & urban greening*, 20, 428-436.

Broyles, S. T., Mowen, A. J., Theall, K. P., Gustat, J., & Rung, A. L. (2011). Integrating social capital into a park-use and active-living framework. *American Journal of Preventive Medicine*, 40(5), 522-529.

Cardinali, M., Balderram, A., Arzmann, D., & Pottgiesser, U. (2023). Green Walls and Health: An umbrella review. *Nature-Based Solutions*, 100070.

Charoenkit, S., & Yiemwattana, S. (2016). Living walls and their contribution to improved thermal comfort and carbon emission reduction: A review. *Building and environment*, 105, 82-94.

Cheesbrough, A. E., Garvin, T., & Nykiforuk, C. I. (2019). Everyday wild: Urban natural areas, health, and well-being. *Health & place*, 56, 43-52.

Chiquet, C., Dover, J. W., & Mitchell, P. (2013). Birds and the urban environment: the value of green walls. *Urban Ecosystems*, 16, 453-462.

Cohen, P., Potchter, O., & Schnell, I. (2014). The impact of an urban park on air pollution and noise levels in the Mediterranean city of Tel-Aviv, Israel. *Environmental Pollution*, 195, 73-83.

Coley, R. L., Sullivan, W. C., & Kuo, F. E. (1997). Where does community grow? The social context created by nature in urban public housing. *Environment and behavior*, 29(4), 468-494.

Collins, R., Schaafsma, M., & Hudson, M. D. (2017). The value of green walls to urban biodiversity. *Land use policy*, 64, 114-123.

Connelly, M., & Hodgson, M. (2008). Sound transmission loss of green roofs. *Proceedings of the 6th Annual Greening Rooftops for Sustainable Communities*. Baltimore, MD. April.

Connelly, M., & Hodgson, M. (2015). Experimental investigation of the sound absorption characteristics of vegetated roofs. *Building and Environment*, 92, 335-346.

De Vries, S., Verheij, R. A., Groenewegen, P. P., & Spreeuwenberg, P. (2003). Natural environments—healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between greenspace and health. *Environment and planning A*, 35(10), 1717-1731.

De Økonomiske Råd (DØRS). (2011). *Trafikstøj I Økonomi og Miljø* (s. 23-118).

Defrance, J., Jean, P., Koussa, F., Van Renterghem, T., Kang, J., & Smyrnova, J. (2014). Innovative barriers. In *Environmental methods for transport noise reduction*, 19-47.

Desjarlais, R. (1995). *World mental health: Problems and priorities in low-income countries*. Oxford University Press, USA.

Diener, A. og P. Mudu (2021): How can vegetation protect us from air pollution? A critical review on green spaces mitigation abilities for air-borne particles from a public health perspective – with implications for urban planning. In *Science of the Total Environment* 796 (2021) 148605.

Dobson, M., & Ryan, J. (2000). *Trees and shrubs for noise control*. Arboricultural Advisory and Information Service.

Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A., & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International journal of phytoremediation*, 13(10), 1037-1046.

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., ... & Andersen, M. S. og Sigsgaard, T., (2023). Luftkvalitet 2021. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning i Danmark. Aarhus Universitet, DCE–Nationalt Center for Miljø og Energi, 148 s.-Videnskabelig rapport nr. 533.

European Commission. (2022). *Urban Greening Platform: Supporting towns and cities in restoring nature and biodiversity*. Tilgængeligt på: https://environment.ec.europa.eu/topics/urban-environment/urban-greening-platform_en [Tilgået: 23.11.2023]

Evans, G. W., & McCoy, J. M. (1998). When buildings don't work: The role of architecture in human health. *Journal of Environmental psychology*, 18(1), 85-94.

Fares, S., Paoletti, E., Calfapietra, C., Mikkelsen, T. N., Samson, R., & Le Thiec, D. (2017). Carbon sequestration by urban trees. *The Urban Forest: Cultivating Green Infrastructure for People and the Environment*, 31-39.

Fernández Cañero, R., & González Redondo, P. (2010). Green roofs as a habitat for birds: a review. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 9 (15), 2041-2052.

Filazzola, A., Shrestha, N., & MacIvor, J. S. (2019). The contribution of constructed green infrastructure to urban biodiversity: A synthesis and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 56(9), 2131-2143.

Folkhälsomyndigheten (2018). Värmestress i urbana utomhusmiljöer. Förekomst och åtgärder i befintlig bebyggelse.

Forman, R. T. (2014). Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions (1995). *The ecological design and planning reader*, 217-234.

Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2007). Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology letters*, 3(4), 390-394.

Galbrun, L., & Scerri, L. (2017). Sound insulation of lightweight extensive green roofs. *Building and Environment*, 116, 130-139.

Gate 21 & Silent City (2023). Kan træer, buske og græs mindske støjgener? Analyse af beplantningers effekt på trafikstøj.

Gentili, R., Ambrosini, R., Montagnani, C., Caronni, S., & Citterio, S. (2018). Effect of soil pH on the growth, reproductive investment and pollen allergenicity of *Ambrosia artemisiifolia* L. *Frontiers in plant science*, 9, 1335.

Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R., & Pauleit, S. (2007). Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructure. *Built environment*, 33(1), 115-133.

Glendinning, C. (1995). Technology, trauma, and the wild. *Ecopsychology: Restoring the earth, healing the mind*, 41-54.

Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological economics*, 86, 235-245.

González-Oreja, J. A., Bonache-Regidor, C., & de la Fuente-Díaz-Ordaz, A. (2010). Far from the noisy world? Modelling the relationships between park size, tree cover and noise levels in urban green spaces of the city of Puebla, Mexico. *Interciencia*, 35(7), 486-492.

Greater London Authority (2019): Using green infrastructure to protect people from air pollution. April 2019.

Green Cities Europe. (2022). Biodiversitet i byer.

Green Cities Europe. (2018). Oplæg til grøn norm 2.0. Metoder og værktøjer til mere og bedre bynatur.

Grigsby-Toussaint, D. S., Turi, K. N., Krupa, M., Williams, N. J., Pandi-Perumal, S. R., & Jean-Louis, G. (2015). Sleep insufficiency and the natural environment: Results from the US Behavioral Risk Factor Surveillance System survey. *Preventive medicine*, 78, 78-84.

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *science*, 319(5864), 756-760.

Gullone, E. (2000). The biophilia hypothesis and life in the 21st century: increasing mental health or increasing pathology?. *Journal of happiness studies*, 1(3), 293-322.

Hahs, A. K., McDonnell, M. J., McCarthy, M. A., Vesik, P. A., Corlett, R. T., Norton, B. A., ... & Williams, N. S. (2009). A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology letters*, 12(11), 1165-1173.

Hamer, A. J., Smith, P. J., & McDonnell, M. J. (2012). The importance of habitat design and aquatic connectivity in amphibian use of urban stormwater retention ponds. *Urban ecosystems*, 15, 451-471.

- Hellebaut, A., Boisson, S., & Mahy, G. (2022). Do plant traits help to design green walls for urban air pollution control? A short review of scientific evidences and knowledge gaps. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(54), 81210-81221.
- Hosseinzadeh, A., Bottacin-Busolin, A., & Keshmiri, A. (2022). A parametric study on the effects of green roofs, green walls and trees on air quality, temperature and velocity. *Buildings*, 12(12), 2159.
- Hunter, A. M., Williams, N. S., Rayner, J. P., Aye, L., Hes, D., & Livesley, S. J. (2014). Quantifying the thermal performance of green façades: A critical review. *Ecological Engineering*, 63, 102-113.
- Indenrigs- og Boligministeriet. (2021). *Tættere på: Grønne byer og en hovedstad i udvikling*. Tilgængeligt på: https://im.dk/Media/637595253680384964/T%C3%A6ttere%20p%C3%A5%20E2%80%93%20Gr%C3%B8nne%20byer_single%20FINAL-a.pdf [Tilgået: 23.11.2023]
- IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services (summary for policy makers). IPBES Plenary at its seventh session (IPBES 7, Paris, 2019). Zenodo.
- IPCC. (2023). Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 184 pp.
- Irvine, K. N., Warber, S. L., Devine-Wright, P., & Gaston, K. J. (2013). Understanding urban green space as a health resource: A qualitative comparison of visit motivation and derived effects among park users in Sheffield, UK. *International journal of environmental research and public health*, 10(1), 417-442.
- Iungman, T., Cirach, M., Marando, F., Barboza, E. P., Khomenko, S., Masselot, P., Quijal-Zanmorano, M., Mueller, N., Gasparrini, A., Urquiza, J., Heris, M., Thondoo, M. & Nieuwenhuijsen, M. (2023). Cooling cities through urban green infrastructure: a health impact assessment of European cities. *The Lancet*, 401(10376), 577-589.
- Ives, C. D., Giusti, M., Fischer, J., Abson, D. J., Klanięcki, K., Dorninger, C., ... & Von Wehrden, H. (2017). Human-nature connection: a multidisciplinary review. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26, 106-113.
- Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., ... & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and biogeography*, 25(1), 117-126.
- Jaszczak, A., Pochodyła, E., Kristianova, K., Małkowska, N., & Kazak, J. K. (2021). Redefinition of park design criteria as a result of analysis of well-being and soundscape: The case study of the Kortowo Park (Poland). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(6), 2972.

Jayasooriya, V. M., Ng, A. W. M., Muthukumaran, S., & Perera, B. J. C. (2017). Green infrastructure practices for improvement of urban air quality. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21, 34-47.

Jennings, V., & Bamkole, O. (2019). The Relationship between Social Cohesion and Urban Green Space: An Avenue for Health Promotion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(3), 452.

Jensen, S. S., Brandt, J., Frohn, L.M., Ketzel, M., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. (2020): Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 71s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 348

Jeong, N. R., Han, S. W., & Kim, J. H. (2022). Evaluation of vegetation configuration models for managing particulate matter along the urban street environment. *Forests*, 13(1), 46.

Kaczynski, A. T., & Henderson, K. A. (2007). Environmental correlates of physical activity: a review of evidence about parks and recreation. *Leisure sciences*, 29(4), 315-354.

Kaplan, R. (2001). The nature of the view from home: Psychological benefits. *Environment and behavior*, 33(4), 507-542.

Kayhanian, M., McKenzie, E. R., Leatherbarrow, J. E., & Young, T. M. (2012). Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Science of the Total Environment*, 439, 172-186.

Kinnunen, A., Talvitie, I., Ottelin, J., Heinonen, J., & Junnila, S. (2022). Carbon sequestration and storage potential of urban residential environment – A review. *Sustainable Cities and Society*, 84, 104027.

Kolding Kommune. (2022). *Biodiversitetsstrategi for Kolding Kommune 2022*. Tilgængeligt på: https://www.kolding.dk/media/ehslnksf/kk_biodiversitetsstrategi_2022_web.pdf [Tilgået: 09.11.2023].

Kolokotsa, D., Santamouris, M., & Zerefos, S. C. (2013). Green and cool roofs' urban heat island mitigation potential in European climates for office buildings under free floating conditions. *Solar Energy*, 95, 118-130.

Kondo, M. C., Fluehr, J. M., McKeon, T. P., & Branas, C. C. (2018). Urban green space and its impact on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(3), 445.

Kostadinović, D., Jovanović, M., Bakić, V., & Stepanić, N. (2023). Mitigation of Urban Particulate Pollution using Lightweight Green Roof System. *Energy and Buildings*, 113203.

Kragh, J. (1981). Road traffic noise attenuation by belts of trees. *Journal of Sound and Vibration*, 74(2), 235-241.

Kuo, F. E. (2001). Coping with poverty: Impacts of environment and attention in the inner city. *Environment and behavior*, 33(1), 5-34.

Kræftens Bekæmpelse. (2022). *Shhhh... Støj er måske mere skadeligt end troet*. Tilgængeligt på: <https://www.cancer.dk/nyheder/shhhh-stoej-maaske-mere-skadeligt-end-troet/> [Tilgået: 09.11.2023].

Københavns Kommune, Sundheds- og Omsorgsforvaltningen. (2021). *Sundhed og luftforurening i København, Årsrapport 2021*

Københavns Kommune, Teknik- og Miljøforvaltningen. (2015). *Bynatur i København: Strategi 2015-2025*. Tilgængeligt på: https://kk.sites.itera.dk/apps/kk_pub2/pdf/1447_c50a16a4c690.pdf [Tilgået: 23.11.2023].

Lal, R. (2012). Urban ecosystems and climate change. In *Carbon sequestration in urban ecosystems*, (s. 3-19). Springer.

LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & van der Ree, R. (2015). Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868-878.

Levine, J., Brown, Y., & MacKenzie, A. R. (2021). Green Infrastructure for Roadside Air Quality (GI4RAQ) guidance & decision tree: an evidence-based approach to reducing roadside exposure to road transport pollution.

Li, H. N., Chau, C. K., & Tang, S. K. (2010). Can surrounding greenery reduce noise annoyance at home? *Science of the total environment*, 408(20), 4376-4384.

Lin, B. B., & Fuller, R. A. (2013). Sharing or sparing? How should we grow the world's cities? *Journal of applied ecology*, 50(5), 1161-1168.

Liu, H., Kong, F., Yin, H., Middel, A., Zheng, X., Huang, J., ... & Wen, Z. (2021). Impacts of green roofs on water, temperature, and air quality: A bibliometric review. *Building and Environment*, 196, 107794.

Liu, Y., Maurer, M. L., Skov-Petersen, H., Tollin, N., & Olafsson, A. S. (2023). Double-layered health benefits: green space as a Third Place for everyday active mobility trips. *Frontiers in Sustainable Cities*, 5, 1195259.

Liu, Y., Fagerholm, N., Skov-Petersen, H., Beery, T., Wagner, A. M., & Olafsson, A. S. (2023). Shortcuts in urban green spaces: An analysis of incidental nature experiences associated with active mobility trips. *Urban Forestry & Urban Greening*, 82, 127873.

Maas, J., Van Dillen, S. M., Verheij, R. A., & Groenewegen, P. P. (2009). Social contacts as a possible mechanism behind the relation between green space and health. *Health & place*, 15(2), 586-595.

Maas, J., Verheij, R. A., Groenewegen, P. P., De Vries, S., & Spreeuwenberg, P. (2006). Green space, urbanity, and health: how strong is the relation?. *Journal of epidemiology & community health*, 60(7), 587-592.

MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). *The theory of island biogeography* (Vol. 1). Princeton university press.

MacIvor, J. S. (2016). Building height matters: nesting activity of bees and wasps on vegetated roofs. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 62(1-2), 88-96.

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.

Maller, C., Townsend, M., Pryor, A., Brown, P., & St Leger, L. (2006). Healthy nature healthy people: 'contact with nature' as an upstream health promotion intervention for populations. *Health promotion international*, 21(1), 45-54.

Marando, F., Heris, M. P., Zulian, G., Udías, A., Mentaschi, L., Chrysoulakis, N., Parastatidis, D. & Maes, J. (2022). Urban heat island mitigation by green infrastructure in European Functional Urban Areas. *Sustainable Cities and Society*, 77, 103564.

Margaritis, E., & Kang, J. (2017). Relationship between green space-related morphology and noise pollution. *Ecological indicators*, 72, 921-933.

Mayer, F. S., & Frantz, C. M. (2004). The connectedness to nature scale: A measure of individuals' feeling in community with nature. *Journal of environmental psychology*, 24(4), 503-515.

Mayer, F. S., Frantz, C. M., Bruehlman-Senecal, E., & Dolliver, K. (2009). Why is nature beneficial? The role of connectedness to nature. *Environment and behavior*, 41(5), 607-643.

McMichael, A. J. (2001). *Human frontiers, environments and disease: past patterns, uncertain futures*. Cambridge University Press.

Medl, A., Stangl, R., & Florineth, F. (2017). Vertical greening systems—A review on recent technologies and research advancement. *Building and Environment*, 125, 227-239.

Merriam, G. R. A. Y. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In *Methodology in landscape ecological research and planning: proceedings, 1st seminar, International Association of Landscape Ecology, Roskilde, Denmark, Oct 15-19, 1984/eds. J. Brandt, P. Agger*. Roskilde, Denmark: Roskilde University Centre, 1984.

Mihalakakou, G., Souliotis, M., Papadaki, M., Menounou, P., Dimopoulos, P., Kolokotsa, D., Paravantis, J. A., Tsangrassoulis, A., Panaras, G., Giannakopoulos, E. & Papaefthimiou, S. (2023). Green roofs as a nature-based solution for

improving urban sustainability: Progress and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 180, 113306.

Miljøstyrelsen. (2013). National kortlægning af boliger belastet af vejstøj i 2012.

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington DC: Island Press.

Mody, K., Lerch, D., Müller, A. K., Simons, N. K., Blüthgen, N., & Harnisch, M. (2020). Flower power in the city: Replacing roadside shrubs by wildflower meadows increases insect numbers and reduces maintenance costs. *PloS one*, 15(6), e0234327.

Morakinyo, T. E., Lam, Y. F., & Hao, S. (2016). Evaluating the role of green infrastructures on near-road pollutant dispersion and removal: Modelling and measurement. *Journal of environmental management*, 182, 595-605.

Mytton, O. T., Townsend, N., Rutter, H., & Foster, C. (2012). Green space and physical activity: An observational study using Health Survey for England data. *Health & place*, 18(5), 1034-1041.

Nawrath, M., Kowarik, I., & Fischer, L. K. (2019). The influence of green streets on cycling behavior in European cities. *Landscape and urban planning*, 190, 103598.

Negami, H. R., Mazumder, R., Reardon, M., & Ellard, C. G. (2018). Field analysis of psychological effects of urban design: A case study in Vancouver. *Cities & health*, 2(2), 106-115.

Nielsen, A. B., Van Den Bosch, M., Maruthaveeran, S., & van den Bosch, C. K. (2014). Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban ecosystems*, 17, 305-327.

Norton, B. A., Coutts, A. M., Livesley, S. J., Harris, R. J., Hunter, A. M., & Williams, N. S. (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and urban planning*, 134, 127-138.

Norton, B. A., Bending, G. D., Clark, R., Corstanje, R., Dunnett, N., Evans, K. L., ... & Warren, P. H. (2019). Urban meadows as an alternative to short mown grassland: effects of composition and height on biodiversity. *Ecological Applications*, 29(6), e01946.

Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental pollution*, 178, 229-236.

Nowak, D. J., D. E. Crane & J. C. Stevens (2006): Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 4, 115-123.

Nowak, D. J., Stevens, J. C., Sisinni, S. M., & Luley, C. J. (2002). Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*, 28(3), 113-122.

Ode Sang, Å., Thorpert, P., & Fransson, A. M. (2022). Planning, designing, and managing green roofs and green walls for public health—an ecosystem services approach. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 804500.

Oke, T. R., Mills, G., Christen, A., Voogt, J. A. (2017) Urban Heat Island. In: *Urban Climates*. Cambridge: Cambridge University Press.
doi:10.1017/9781139016476

Parsons, H., Major, R. E., & French, K. (2006). Species interactions and habitat associations of birds inhabiting urban areas of Sydney, Australia. *Austral Ecology*, 31(2), 217-227.

Pataki, D. E., Alberti, M., Cadenasso, M. L., Felson, A. J., McDonnell, M. J., Pincetl, S., ... & Whitlow, T. H. (2021). The benefits and limits of urban tree planting for environmental and human health. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 603757.

Paull, N. J., Irga, P. J., & Torpy, F. R. (2018). Active green wall plant health tolerance to diesel smoke exposure. *Environmental Pollution*, 240, 448-456.

Paull, N. J., Irga, P. J., & Torpy, F. R. (2019). Active botanical biofiltration of air pollutants using Australian native plants. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 12, 1427-1439.

Paull, N. J., Krix, D., Irga, P. J., & Torpy, F. R. (2021). Green wall plant tolerance to ambient urban air pollution. *Urban Forestry & Urban Greening*, 63, 127201.

Peng, J., Bullen, R., & Kean, S. (2014, October). The effects of vegetation on road traffic noise. In *INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and conference proceedings* (Vol. 249, No. 8, pp. 600-609). Institute of Noise Control Engineering.

Pérez, G., Coma, J., Barreneche, C., de Gracia, A., Urrestarazu, M., Burés, S., & Cabeza, L. F. (2016). Acoustic insulation capacity of Vertical Greenery Systems for buildings. *Applied acoustics*, 110, 218-226.

Pérez, G., Coma, J., & Cabeza, L. F. (2018). Vertical greening systems for acoustic insulation and noise reduction. In *Nature based strategies for urban and building sustainability* (s. 157-165). Butterworth-Heinemann.

Perini, K., Ottelé, M., Haas, E. M., & Raiteri, R. (2011). Greening the building envelope, façade greening and living wall systems. *Open Journal of Ecology*, 1(01), 1.

Pietilä, M., Neuvonen, M., Borodulin, K., Korpela, K., Sievänen, T., & Tyrväinen, L. (2015). Relationships between exposure to urban green spaces, physical activity and self-rated health. *Journal of outdoor recreation and tourism*, 10, 44-54.

Pisoni, E., Christidis, P., & Cawood, E. N. (2022). Active mobility versus motorized transport? User choices and benefits for the society. *Science of The Total Environment*, 806, 150627.

Radić, M., Brković Dodig, M., & Auer, T. (2019). Green facades and living walls—a review establishing the classification of construction types and mapping the benefits. *Sustainability*, 11(17), 4579.

Randall, N., & Smith, B. (2019). *The biology of agroecosystems*. Oxford University Press, USA.

Realdania. (2023). *DK2020: Klimaplaner for hele Danmark*. Tilgængeligt på: [https://realdania.dk/projekter/dk2020_\[Tilgået: 23.11.2023\]](https://realdania.dk/projekter/dk2020_[Tilgået: 23.11.2023]).

Reynolds, K. D., Wolch, J., Byrne, J., Chou, C. P., Feng, G., Weaver, S., & Jerrett, M. (2007). Trail characteristics as correlates of urban trail use. *American Journal of Health Promotion*, 21(4_suppl), 335-345.

Roe, J., & Aspinall, P. (2011). The restorative benefits of walking in urban and rural settings in adults with good and poor mental health. *Health & place*, 17(1), 103-113.

Roszak, T. E., Gomes, M. E., & Kanner, A. D. (1995). *Ecopsychology: Restoring the earth, healing the mind*. Sierra Club Books.

Rubow, C. (2022). The Indoor People's Enchanted Ecologies. *Environmental Humanities*, 14(2), 475-493.

Sallis, J., Bauman, A., & Pratt, M. (1998). Environmental and policy interventions to promote physical activity. *American journal of preventive medicine*, 15(4), 379-397.

Samara, T., & Tsimoni, T. (2011). The effects of vegetation on reducing traffic noise from a city ring road. *Noise Control Engineering Journal*, 59(1), 68-74.

Santamouris, M. (2015). Regulating the damaged thermostat of the cities — Status, impacts and mitigation challenges. *Energy and Buildings*, 91, 43-56.

Santamouris, M., Ding, L., Fiorito, F., Oldfield, P., Osmond, P., Paolini, R., Prasad, D. & Synnefa, A. (2017). Passive and active cooling for the outdoor built environment—Analysis and assessment of the cooling potential of mitigation technologies using performance data from 220 large scale projects. *Solar Energy*, 154, 14-33.

Shadman, S., Khalid, P. A., Hanafiah, M. M., Koyande, A. K., Islam, M. A., Bhuiyan, S. A., Woon, K. S. & Show, P. L. (2022). The carbon sequestration potential of urban public parks of densely populated cities to improve environmental sustainability. *Sustainable energy technologies and assessments*, 52, 102064.

Sjöman, H., Morgenroth, J., Sjöman, J. D., Sæbø, A., & Kowarik, I. (2016). Diversification of the urban forest—Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 237-241.

Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J., & Smith, C. L. (2012). Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment*, 61, 283-293.

Spronken-Smith, R. A. & Oke, T. R. (1998). The thermal regime of urban parks in two cities with different summer climates. *International Journal of Remote Sensing*, 19:11, 2085-2104.

Srbinovska, M., Andova, V., Mateska, A. K., & Krstevska, M. C. (2021). The effect of small green walls on reduction of particulate matter concentration in open areas. *Journal of Cleaner Production*, 279, 123306.

Stigsdotter, U. A., & Grahn, P. (2004). A garden at your doorstep may reduce stress—Private gardens as restorative environments in the city. *Proceedings Open Space-People Space, Scotland*.

Sugiyama, T., Leslie, E., Giles-Corti, B., & Owen, N. (2008). Associations of neighbourhood greenness with physical and mental health: do walking, social coherence and local social interaction explain the relationships?. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 62(5), e9-e9.

Sullivan, W. C., Kuo, F. E., & Depooter, S. F. (2004). The fruit of urban nature: Vital neighborhood spaces. *Environment and behavior*, 36(5), 678-700.

Susca, T., Zanghirella, F., Colasuonno, L., & Del Fatto, V. (2022). Effect of green wall installation on urban heat island and building energy use: A climate-informed systematic literature review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 159, 112100.

Suzuki, D. (2022). *The sacred balance: Rediscovering our place in nature*. Greystone Books Ltd.

Syamili, M. S., Takala, T., Korrensalo, A., & Tuittila, E. S. (2023). Happiness in Urban Green Spaces: A Systematic Literature Review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 128042.

Sørensen, M. & Thacher, J. (u.å.). Bestemmelse af antal tilfælde af sygdom og død i Region Hovedstaden og Danmark som følge af vejtrafikstøj.

Takano, T., Nakamura, K., & Watanabe, M. (2002). Urban residential environments and senior citizens' longevity in megacity areas: the importance of

walkable green spaces. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 56(12), 913-918.

Tang, K. H. D. (2023). Green Walls as Mitigation of Urban Air Pollution: A Review of Their Effectiveness. *Research in Ecology*, 5(2), 1-13.

Thompson Coon, J., Boddy, K., Stein, K., Whear, R., Barton, J., & Depledge, M. H. (2011). Does participating in physical activity in outdoor natural environments have a greater effect on physical and mental wellbeing than physical activity indoors? A systematic review. *Environmental science & technology*, 45(5), 1761-1772.

Threlfall, C. G., Mata, L., Mackie, J. A., Hahs, A. K., Stork, N. E., Williams, N. S., & Livesley, S. J. (2017). Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of applied ecology*, 54(6), 1874-1883.

Todorov, D., Driscoll, C. T., Todorova, S., & Montesdeoca, M. (2018). Water quality function of an extensive vegetated roof. *Science of the Total Environment*, 625, 928-939.

Tomson, M., Kumar, P., Barwise, Y., Perez, P., Forehead, H., French, K., ... & Watts, J. F. (2021). Green infrastructure for air quality improvement in street canyons. *Environment international*, 146, 106288.

Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and urban planning*, 81(3), 167-178.

Van Renterghem, T. (2018). Green roofs for acoustic insulation and noise reduction. I *Nature based strategies for urban and building sustainability* (s. 167-179). Butterworth-Heinemann.

Van Renterghem, T., & Botteldooren, D. (2009). Reducing the acoustical façade load from road traffic with green roofs. *Building and environment*, 44(5), 1081-1087.

Van Renterghem, T., & Botteldooren, D. (2016). View on outdoor vegetation reduces noise annoyance for dwellers near busy roads. *Landscape and urban planning*, 148, 203-215.

Van Renterghem, T., Botteldooren, D., & Verheyen, K. (2012). Road traffic noise shielding by vegetation belts of limited depth. *Journal of Sound and Vibration*, 331(10), 2404-2425.

Van Renterghem, T., Forssén, J., Attenborough, K., Jean, P., Defrance, J., Hornikx, M., & Kang, J. (2015). Using natural means to reduce surface transport noise during propagation outdoors. *Applied Acoustics*, 92, 86-101.

- Van Renterghem, T., Vanhecke, K., Filipan, K., Sun, K., De Pessemier, T., De Coensel, B., Joseph, W. & Botteldooren, D. (2020). Interactive soundscape augmentation by natural sounds in a noise polluted urban park. *Landscape and urban planning*, 194, 103705.
- Velasco, E., Roth, M., Norford, L., & Molina, L. T. (2016). Does urban vegetation enhance carbon sequestration? *Landscape and urban planning*, 148, 99-107.
- Verdensbanken. (2023). *Urban Development*. Tilgængeligt på: <https://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/overview> [Tilgået: 23.11.2023].
- Viecco, M., Jorquera, H., Sharma, A., Bustamante, W., Fernando, H. J., & Vera, S. (2021). Green roofs and green walls layouts for improved urban air quality by mitigating particulate matter. *Building and Environment*, 204, 108120.
- Vos, P. E., Maiheu, B., Vankerkom, J., & Janssen, S. (2013). Improving local air quality in cities: to tree or not to tree? *Environmental pollution*, 183, 113-122.
- Wakefield, S., & McMullan, C. (2005). Healing in places of decline:(re) imagining everyday landscapes in Hamilton, Ontario. *Health & place*, 11(4), 299-312.
- Wells, N. M. (2000). At home with nature: Effects of "greenness" on children's cognitive functioning. *Environment and behavior*, 32(6), 775-795.
- White, M. P., Alcock, I., Wheeler, B. W., & Depledge, M. H. (2013). Would you be happier living in a greener urban area? A fixed-effects analysis of panel data. *Psychological science*, 24(6), 920-928.
- Wilkinson, N. (2006). Factors influencing the small-scale distribution of House Sparrows *Passer domesticus* in a suburban environment. *Bird Study*, 53(1), 39-46.
- Wilson, M. C., Chen, X. Y., Corlett, R. T., Didham, R. K., Ding, P., Holt, R. D., ... & Yu, M. (2016). Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31, 219-227.
- Wong, N. H., Tan, A. Y. K., Tan, P. Y., Chiang, K., & Wong, N. C. (2010). Acoustics evaluation of vertical greenery systems for building walls. *Building and environment*, 45(2), 411-420.
- Wood, L., Hooper, P., Foster, S., & Bull, F. (2017). Public green spaces and positive mental health—investigating the relationship between access, quantity and types of parks and mental wellbeing. *Health & place*, 48, 63-71.
- Wooster, E. I. F., Fleck, R., Torpy, F., Ramp, D., & Irga, P. J. (2022). Urban green roofs promote metropolitan biodiversity: A comparative case study. *Building and Environment*, 207, 108458.

World Health Organization (WHO). (2018). Environmental Noise Guidelines for the European Region.

World Health Organization (WHO). (2023). A framework for the quantification and economic valuation of health outcomes originating from health and non-health climate change mitigation and adaptation action.

Yang, F., Bao, Z. Y., & Zhu, Z. J. (2011). An assessment of psychological noise reduction by landscape plants. *International journal of environmental research and public health*, 8(4), 1032-1048.

Yang, H. S., Kang, J., & Choi, M. S. (2012). Acoustic effects of green roof systems on a low-profiled structure at street level. *Building and Environment*, 50, 44-55.

Yang, W., & Jeon, J. Y. (2020). Design strategies and elements of building envelope for urban acoustic environment. *Building and Environment*, 182, 107121.

Yli-Pelkonen, V., Viippola, V., Kotze, D. J., & Setälä, H. (2020). Impacts of urban roadside forest patches on NO₂ concentrations. *Atmospheric environment*, 232, 117584.

Ysebaert, T., Koch, K., Samson, R., & Denys, S. (2021). Green walls for mitigating urban particulate matter pollution—A review. *Urban forestry & urban greening*, 59, 127014.

Yuma-Guerrero, P. J., Cubbin, C., & von Sternberg, K. (2017). Neighborhood social cohesion as a mediator of neighborhood conditions on mothers' engagement in physical activity: results from the geographic research on wellbeing study. *Health Education & Behavior*, 44(6), 845-856.

Zinko, U., Ersborg, J., Jansson, U., Pettersson, I., Thylén, A., & Vincentz, R. (2018). *Grön infrastruktur i urbana miljöer*. Nordic Council of Ministers.