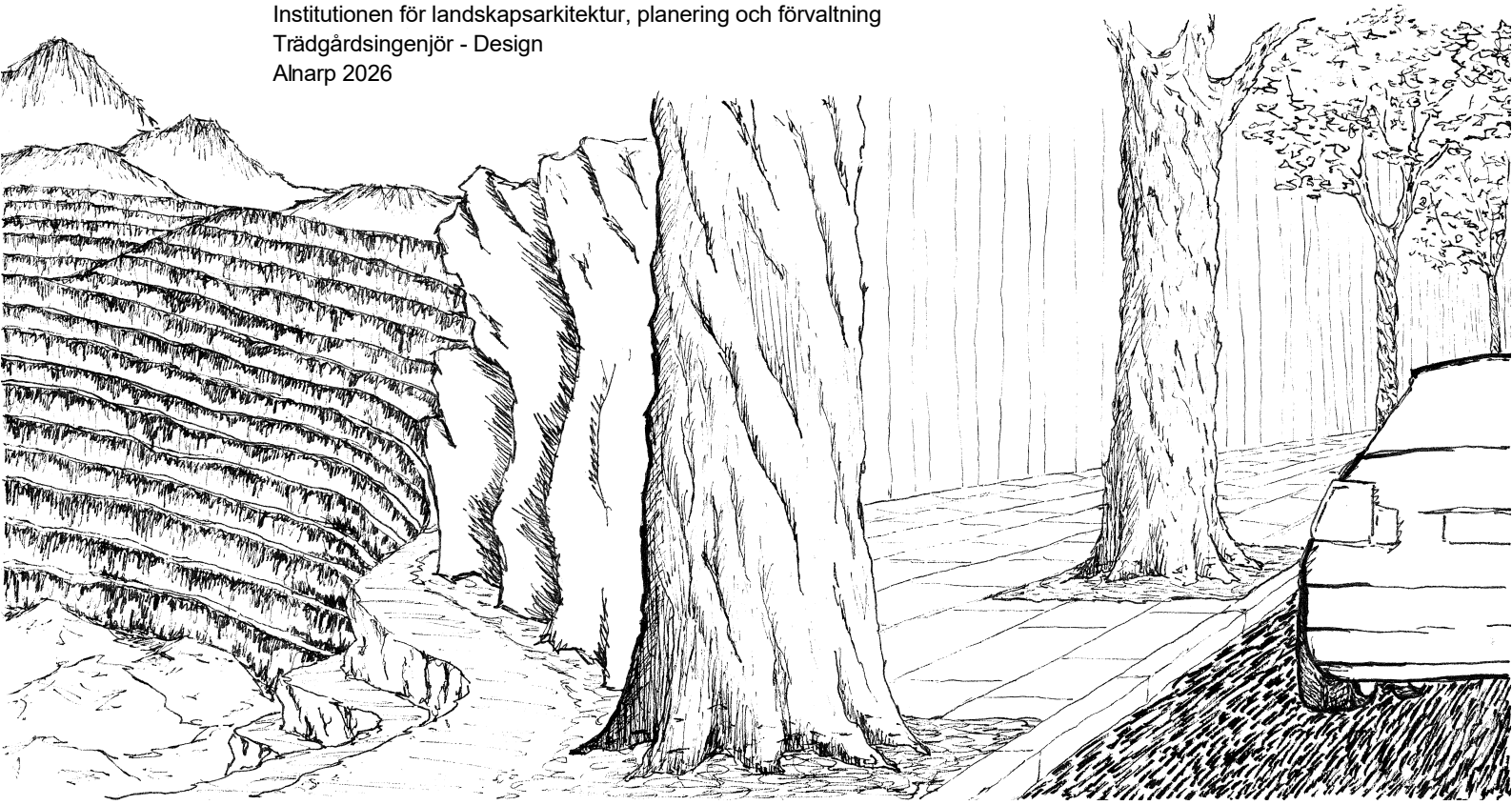
Tillämpning av livscykelanalys (LCA) för jämförelse av skelettjordar baserade på biokol kontra pimpsten

Aino Agné

Examensarbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Trädgårdsingenjör - Design
Alnarp 2026



Tillämpning av livscykelanalys (LCA) för jämförelse av skelettjordar baserade på biokol kontra pimpsten

Application of Life Cycle Assessment (LCA) to Compare the Environmental Impacts of Structural Soils based on Biochar versus Pumice

Aino Agné

Handledare:	**Arne Nordius, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning**
Examinator:	Anna Levinsson, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Omfattning:	15 HP
Nivå och fördjupning:	Grundnivå, G2E
Kurstitel:	Självständigt arbete i landskapsarkitektur
Kurskod:	EX1051
Program/utbildning:	Trädgårdsingenjör - Design
Kursansvarig inst.:	Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Utgivningsort:	Alnarp
Utgivningsår:	2026
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Nyckelord:	Skelettjord, Pimpsten, Biokol, LCA, Livscykelanalys

Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för Landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap (LTV)
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Sammanfattning

Detta kandidatarbete undersöker den miljöpåverkan som två olika typer av skelettjordar har – en pimpstensbaserad skelettjord och en biokolsbaserad skelettjord – med hjälp av metodiken livscykelanalys (LCA). Den viktigaste frågeställningen är vilken av jordarna som har den generellt lägsta miljöpåverkan. Sekundära frågor modellerar alternativa scenarion, och utvärderar sedan huruvida det initiala resultatet står fast. Forskningsfältet kring LCA utvecklas ständigt, men inte likvärdigt inom samtliga aspekter av livet och konsumtion. Särskilt tydlig är bristen på LCA inom landskapsarkitektur, och då specifikt inom de gestaltande delarna. Därmed är syftet med kandidatarbetet att underlätta beslutsprocessen vid projekteringen av urban grön infrastruktur i Sverige. Undersökningen gjordes i enlighet med principerna för LCA: Definition av mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning, och tolkning av resultat. Det primära resultatet var att den pimpstensbaserade skelettjorden hade den största miljöpåverkan, men nyanser kring skötsel, så som bevattning, komplicerade bilden rejält, där den biokolsbaserade skelettjorden hade den största miljöpåverkan i några av de alternativa scenariona.

Nyckelord: Skelettjord, Pimpsten, Biokol, LCA, Livscykelanalys

Abstract

The following bachelor's thesis explores the environmental impact of two kinds of structural soils, one pumice-based and one biochar-based, using the methodology of life cycle assessment (LCA). The key question is which of the structural soils carry the least environmental impact, but secondary questions model various alternate scenarios, and then assess whether the initial result stands true. The field of LCA is rapidly growing, but naturally not equally so in all aspects of life and consumption. Poignant is the lack of LCA within landscape architecture, and in particular the design aspects. Thus, the aim of this thesis was to provide a comparative investigation of two commonly used products in the planning of urban green infrastructure in Sweden, in order to aid a landscape architect in making the most sustainable choice. The research was conducted entirely based on the principles of LCA, with the goal and scope definition, life cycle inventory, life cycle impact assessment and finally the interpretation of results. The key finding was that the pumice based structural soil had the highest environmental impact, but nuances regarding maintenance, such as irrigation, complicated the picture greatly, and thus the biochar-based structural soil had the highest impact in some alternative scenarios.

Keywords: Structural soil/s, Skeletal soil/s, Pumice, Biochar, LCA, Life Cycle Assessment

Förord

För detta kandidatarbete finns det många att tacka. Stort tack till Arne Nordius för handledning, Stefan Lindberg för stöd och inspiration, Frida Andreasson och Åsa Bensch för initial entusiasm för idén, Alejandro Barrios Latorre för hjälp med projektets datorprogram, och Pier Paolo Franzese och Elvira Buonocore som under min utbytestermin introducerade naturkapital och livscykelanalys för mig. Många tack även till mina vänner, som agerat bollplank, varit studiesällskap och stöttat mig genom processen. Sist, och allra störst: Tack till min familj, för allt.

Innehållsförteckning

Figurförteckning **6**

Förkortningar **7**

1. Inledning **8**

1.1 Mål och syfte 8

1.2 Frågeställning 8

1.3 Bakgrund och problemställning 9

1.4 Bibliometrisk analys 12

2. Metod och Material **13**

2.1 Metod: LCA enligt ISO 13

2.2 Material 13

2.3 Avgränsningar 15

2.4 Systemgränser 15

3. Produktsystem **16**

4. Resultat **21**

5. Diskussion **28**

5.1 Begränsningar med undersökningen 31

5.2 Begränsningar med LCA 32

Referenser **35**

Bilaga 1 ..... **41**

Bilaga 2 ..... **43**

Figurförteckning

Figur 1: Dimensionering och komposition PS-systemet. 17

Figur 2: Dimensionering och komposition BK-systemet. 17

Figur 3: Produktsystem för PS-systemet. 20

Figur 4: Produktsystem för BK-systemet. 20

Figur 5: Resultatet av livscykelanalysen för skelettjordarna baserade på biokol samt pimpsten. Stapeldiagrammet visar samtliga påverkanskategorier. 22

Figur 6: Resultatet av livscykelanalysen för skelettjordarna baserade på biokol samt pimpsten. Stapeldiagrammet visar alla värden mellan 0.1 och 15. 22

Figur 7: Sankey-diagram för påverkanskategorin Global warming potential PS-systemet. Diagrammet har cut-off vid 5 procent för läsbarhet, se bilaga 1 för 0,05 procent cut-off. 23

Figur 8: Sankey-diagram för påverkanskategorin Global warming potential för BK-systemet. Diagrammet har cut-off vid 5 procent för läsbarhet, se bilaga 1 för 0,05 procent cut-off. 24

Figur 9: Resultatet, samtliga värden, för det omarbetade produktsystemet, med ett positivt flöde för komposten.....25

Figur 10: Resultatet, värden mellan 0,1 och 15, för det omarbetade produktsystemet, med ett positivt flöde för komposten.....25

Figur 11: Stapeldiagrammet visar samtliga påverkanskategorier och deras värden för scenariot med halverad skötsel för PS-systemet. .....**Error! Bookmark not defined.**

Figur 12: Stapeldiagrammet visar de påverkanskategorier med värden mellan 0,1 och 15 för scenariot med halverad skötsel för PS-systemet. .....**Error! Bookmark not defined.**

Figur 13: Resultatet för samtliga scenarion, för de fyra största påverkanskategorierna. .27

Figur 14: Resultat för samtliga scenarion, värden mellan 0,1 och 15.....27

Förkortningar

Förkortning	Betydelse
AB	Activity Browser
AMA	Allmän material- och arbetsbeskrivning
EPD	Miljövarudeklaration (Environmental Product Declaration)
GWP	Global uppvärmningspotential (Global Warming Potential)
LCA	Livscykelanalys (Life Cycle Assessment)
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet
SYSAV	Sydskånes avfallsaktiebolag

1. Inledning

Skelettjordar utvecklades under början av 90-talet för att kompromissa mellan trädrötternas krav på lucker växtjord och kravet på kompakterad mark för vägar och trottoarer (Grabosky & Bassuk 1995). Under många år låg huvudfokuset på trädens etablering och välmående i skelettjorden. Det har undersökts hur skelettjordarna står sig mot en vanlig växtjord, hur träden mår på lång sikt, och olika fallgropar inom anläggning av skelettjordar (Ow et al. 2018; Löv 2024; Levinsson et al. 2025). Att träden etablerar sig i och mår bra av skelettjorden är tveklöst en avgörande aspekt men den kan omöjligt vara den enda.

Under de senaste åren har miljöfrågan, i synnerhet den globala klimatförändringen, blivit ett alltmer brinnande föremål för diskussion, till stor del på grund av den ökande medvetenheten om klimatförändringarna. Världshälsoorganisationen uppskattar att klimatförändringar kommer att leda till 250 000 fall av överdödlighet per år mellan 2030 och 2050, och att 3,6 miljarder människor redan lever i högriskområden för klimatförändringarnas konsekvenser (*Climate change* 2023). I ljuset av den bistra verkligheten blir det lätt att motivera handlingar utifrån klimatets bästa. Men, för att det ska bli möjligt behöver vi veta vad som egentligen är det miljövänliga alternativet.

1.1 Mål och syfte

Målsättning

Målet med kandidatuppsatsen är att undersöka och jämföra miljöpåverkan av skelettjordar baserade på pimpsten kontra biokol. Den funktionella enheten är 30 kubikmeter substrat för etablering av 1 gatuträd, exklusive träd och utrustning, vilket definieras ytterligare i kapitel 2.3 Avgränsningar.

Syfte

Förhoppningen är att undersökningen ska innebära ett stöd under gestaltningsprocessen för landskapsarkitekter och trädgårdsingenjörer, genom att belysa hållbarhetsaspekten vid val av skelettjord.

1.2 Frågeställning

Hur påverkar skelettjordar baserade på pimpsten kontra biokol miljön?

Vilket av alternativen har generellt lägst miljöpåverkan?

Hur påverkas resultatet om bevattningsfrekvensen anpassas utifrån substratets vattenhållande förmåga?

1.3 Bakgrund och problemställning

Skelettjordar

Skelettjordar, ofta kallade *structural soils* på engelska, utvecklades under början av 90-talet för att kompromissa mellan behovet av utrymme för trädrötter å ena sidan, och kravet på kompakterad mark för stabila vägar och trottoarer å andra sidan (Grabosky & Bassuk 1995).

En skelettjord består först och främst av ett bärande stenskelett, vilket tål trafikbelastning utan att kompakteras. Håligheterna mellan stenarna i stenskelettet fylls med lucker jord, i vilken trädens rötter kan växa. För att maximera antalet hålrum, och därmed den rottillgängliga jordvolymen, bör stenmaterialet vara av en relativt enhetlig fraktion. Vilken typ av jord som är lämplig beror på anläggningsmetod och huruvida terrassen dräneras (Sjöman & Slagstedt 2015, s. 601). Med avstamp i den grundläggande idén om ett stenskelett som ett styvt jordmedium har metoden utvecklats i ett flertal riktningar (Nilsson 2025).

I Stockholm används Stockholmsmodellen, ett representativt exempel på skelettjord, som i breda drag går ut på att möjliggöra gasutbyte och vattentillgång för trädets rötter i en annars hårdgjord yta (Alvem & Grönjord 2017b). Härpå följande beskrivning rör anläggning av en skelettjord med tillsatt biokol, i enlighet med Växtbäddshandboken av Alvem och Grönjord. Terrassytan, alltså växtbäddens botten, täcks med ett tunt lager biokol vilket agerar som ett filter för att rena det dagvatten som samlas i växtbädden. Närmast det planterade trädet anläggs en trädgrop, vilken består av makadam i fraktionen 2-6mm och en blandning av biokol och kompost. Utanför trädgropen anläggs skelettjorden, bestående av makadam 90-150mm, och kompost och biokol spolas ner i hålrummen som bildas mellan stenskärvorna. Därefter placeras luftbrunnar för att möjliggöra gasutbyte genom den hårdgjorda ytan, ett luftigt bärlager, ett avjämningslager för att skydda geotextilen, geotextil för att separera skelettjorden från överbyggnaden, och slutligen själva överbyggnaden (Alvem & Grönjord 2017b).

I Malmö används flera olika typer av skelettjordar, men den för kandidatarbetet relevanta skelettjorden återfinns i Malmö stads Gröna typritningar, ritning 103A (*Gröna typritningar* n.d.). Härpå följande beskrivning rör skelettjord med pimpsten enligt Malmö stads typritningar. För växtbädden läggs makadam 100/150mm ut och komprimeras i två lager, och mellan varje lager sopas 50 l/m^2 pimpsten ner i skelettets hålrum. Luftbrunn och trädgropsfundament sätts ut, samt

luftigt bärlager, avjämningslager, geotextil och överbyggnad.
Trädgropsfundamentet fylls med 70 volymprocent pimpsten och 30 volymprocent kompost (*Gröna typritningar* n.d.).

Material i skelettjordarna

Biokol är en sorts svart kol som produceras med syftet att ge kolet en stabilare form än det har i organisk materia, för att det sedan ska fungera som en kolsänka i stället för att nå atmosfären i gasform. Biokol innefattar flera olika typer av solida restprodukter från omvandlingen av kolhaltiga material, såsom växtrester, träflis eller gödsel (Spokas 2025).

För att tillverka biokol placeras det organiska materialet i en så kallad *pyrolysator*, vari materialet upphettas till en temperatur mellan 200 och 700 grader utan att syresättas. Utan syre brinner inte det kolhaltiga materialet, och dess kol omvandlas därför inte till CO_2 utan i stället till stabilt och solitt biokol. Beroende på processen och materialet produceras ibland även biprodukterna tjära och syntesgas. De kan användas för att skapa hetta till pyrolysatorn, vilket i sin tur gör systemet delvis självförsörjande på energi (Ghoniem 2024).

Pimpsten är en form av poröst, vulkaniskt glas (*Pumice | Britannica* 2026). Den skapas när lava med hög vatten- och gashalt tränger fram. När gaserna strömmar ut blir den skummig i texturen, och när lavan svalnat och stelnat är resultatet ett lättviktigt material, med både interna och externa porer (*Pumice* n.d.). Pimpsten har flera användningsområden, exempelvis som slipmedel och som tillsatts i byggnadsmaterial (*Pumice | Britannica* 2026), och inom hortikultur är den ett vanligt inert odlingsmedium (Gunnlaugsson & Adalsteinsson 1995).

Kompost är organiskt material som samlats för att förmultna, för att sedan användas som jordförbättringsmedel (*Kompost* n.d.). Den för kandidatarbetet aktuella komposten är SYSAV:s grönkompost. Den produceras genom att park- och trädgårdsavfall komposteras tills komposten är hygieniserad och mogen, utan tillsatser eller processhjälpmedel. Som sista steg skiktas grönkomposten, och närings- och tungmetallinnehåll testas (Bemlar 2023).

Makadam är krossad sten i specifika fraktioner, vilka produceras i krossanläggningar med utsprängt berg eller annan sten (*Makadam* n.d.). För kandidatarbetet används specifikt makadam från Södra Sandby bergtäkt utanför Lund, där företaget NCC som producerar makadamen redovisar klimatpåverkan för de olika fraktionerna (*Södra Sandby Bergtäkt, Lund* n.d.).

Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en standardiserad vetenskaplig metodik, som används för att kvantifiera den miljöpåverkan som en produkt, process eller tjänst ger upphov till under sin livscykel (*European Platform on LCA | EPLCA* n.d.). Konceptet LCA föreslogs först av *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* år 1990, och togs 1993 in av Internationella standardiseringsorganisationen (ISO) som del av ISO 14000 - standarder för miljöledningssystem (Liu et al. 2024).

En LCA gör en systematisk bedömning av miljöaspekter och miljöpåverkan hos ett produktsystem, men förhållningssättet är relativt eftersom metoden bygger på en funktionell enhet som saknar ett standardiserat värde. Detaljrikedomen och tidsramen för en LCA varierar, och det finns inte heller ett singulärt korrekt sätt att utföra en LCA på (*Miljöledning - Livscykelanalys - Principer och struktur (ISO 14040:2006)* 2006).

LCA - Begreppsförklaringar:

Process

En process, kallas ibland även för aktivitet i LCA-sammanhang, är en händelse som leder till miljöpåverkan (Rydh et al. 2002, s. 159).

Produktsystem

Ett produktsystem är de sammanställda processer som tillsammans bildar en produkt, eller utför en eller flera funktioner (Rydh et al. 2002, s. 162).

Funktionell enhet

Ett produktsystems funktionella enhet är den referensenhet som används inom livscykelanalys för att definiera resultatet av en process (Rydh et al. 2002, s. 160). För en funktionell enhet är just systemets funktion i fokus, i meningen prestation eller tjänst, och system som endast är en kvantitet kallas således istället för deklarerad enhet (*Functional and Declared Units | One Click LCA* 2025).

Systemgränser

Systemgränserna är de ramar som definierar vilka processer som inkluderas i livscykelanalysen. En livscykelanalys utan systemgränser skulle å ena sidan vara optimal, eftersom alla beståndsdelar skulle innehålla alla nyanser av påverkan i ett ändlöst tids- och rumsmässigt perspektiv, men å andra sidan vara alldeles

för komplex för att praktiskt kunna utföras. Systemgränser drar alltså en linje för vilka processer bedöms som mest relevanta, vilket i sin tur beror på studiens syfte, tillämpning och begränsningar. Gränsdragningen sker på flera olika nivåer: geografisk, tidsmässig, mot andra natursystem och mot andra produkters livscykler (Rydh et al. 2002, s. 53).

Elementärflöden
De flöden av energi eller material som kommer in i eller kommer ut ur produktsystemet, utan att ha påverkats av människor före sin ingång, kontra återförs till sin omgivning utan att därefter ha någon mänskligt driven förändring kallas elementärflöden (Rydh et al. 2002, s. 159). Ett exempel på ett elementärflöde som tas in i ett produktsystem är det grundvatten som används i en fabrik, och ett exempel på ett elementärflöde som kommer ut ur ett produktsystem är den CO_2 som släpps ut i luften vid förbränning (Janssen 2025).

EPD
EPD står för *Environmental Product Declaration*, eller miljövarudeklaration, och är en källa till miljöinformation som baseras på en gemensam LCA-metodik och standard. En EPD behöver, för att bli godkänd och brukbar, granskas av en tredje part och registreras av en programoperatör, och är därför underlagsdata med hög trovärdighet (Trafikverket 2021).

1.4 Bibliometrisk analys

Som del i det förberedande arbetet inför kandidatuppsatsen, gjordes i januari 2026 en bibliometrisk analys av intersektionen mellan LCA och landskapsarkitektur, se bilaga 2. En bibliometrisk analys sammanställer och kvantifierar existerande forskning på det valda ämnet med hjälp av nyckelord, sökfilter, och sambandskartor. Analysen utfördes med hjälp av programvaran VOSviewer och de akademiska databaserna Scopus och Web of Science. Resultatet visade på ett mycket begränsat forskningsfält, där merparten av tillämpningen av LCA inom landskapsarkitektur rör aspekter som avfall och stormvattenhantering, och inte nödvändigtvis de gestaltande delarna av landskapsarkitektur.

2. Metod och Material

2.1 Metod: LCA enligt ISO

Metoden för kandidatarbetets livscykelanalys följer ISO standarderna 14040 och 14044 (*Environmental management - Life cycle assessment - Requiements and guidelines (ISO 14044:2006)* 2006; *Miljöledning - Livscykelanalys - Principer och struktur (ISO 14040:2006)* 2006). Där föreskrivs fyra faser av en LCA: definition av mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning, och tolkning av resultat.

Fyra faser av en LCA

Definiering av mål innebär att specificera studiens tänkta tillämpning, anledning för utförande och målgrupp. Dessutom ska det uttryckligen anges om studien är tänkt att vara jämförande och tillgänglig för allmänheten. Definiering av omfattning innebär bland annat att definiera produktsystemet, systemgräns, funktionell enhet, antaganden och begränsningar. Inventeringsanalys är själva datainsamlandet, och även det beräkningssätt som används för att kvantifiera de för produktsystemet relevanta inflödena och utflödena. Miljöpåverkansbedömning går ut på att bedöma värdet och betydelsen av potentiell miljöpåverkan, genom att koppla inventeringsanalysens resultat till specifika miljöpåverkanskategorier. Tolkning av resultatet innebär slutligen en redovisning av slutsatser och begränsningar, vilket i sin tur leder till rekommendationer för förbättrade produktsystem (ISO 14044; ISO 14040).

Skeden

En LCA delas in i olika skeden, A1 till C4, där prefixet A står för produktionsskedet, B för användningsskedet, och C för slutskede. För denna kandidatuppsatts nyttjas A1- råvaruförsörjning, A2 - transport, A3 - tillverkning, samt A4 - transport under byggproduktionsskedet (*Introduktion till livscykelanalys (LCA)* n.d.).

2.2 Material

För att utföra undersökningen har flera olika typer av material nyttjats. Dels mjukvaran Activity Browser (AB), databaserna Ecoinvent-3.12-cutoff och Biosphere3, dels en stor mängd av olika typer av källmaterial: externa miljövarudeklarationer (EPD), vetenskaplig litteratur och publikationer, samt kommersiella och offentliga källor.

Activity Browser

Activity Browser (AB) är en *open source*-mjukvara för livscykelanalyser, vilket betyder att den har en öppen källkod och således är fritt tillgänglig för alla att bruka. Programmet fungerar ungefär som en komplex kalkylator, där specifika mängder av olika processer från olika databaser läggs samman, för att sedan ge en summarisk sammanställning av den totala miljökostnaden för det undersökta produktsystemet. Användaren integrerar själv den eller de databaser hen vill nyttja för sin modell, och AB möjliggör både hantering och analys av produktsystemen som användaren skapar.

Databaser

För detta kandidatarbete nyttjades databaserna *Ecoinvent-3.12-cutoff* och *Biosphere3*. Ecoinvent är en allmänt erkänd databas med mer än 26 000 tillgängliga processer, och 3.12 är den senast uppdaterade versionen (*Ecoinvent* n.d.). Biosphere3 är en databas för elementärflöden som normaliserats till jämförbara enheter enligt Ecoinvent-3 standard, vilken ingår i AB:s system och kan laddas ner via Brightway2, ytterligare en öppen källkod (Brightway-lca n.d.).

Källmaterial

Trots att Ecoinvent har mer än 26 000 loggade processer finns det självfallet begränsningar, särskilt när det kommer till ett ovanligare produktsystem som skelettjordar. Därför har för arbetet externa miljövarudeklarationer (EPD) från företag som säljer produkten integrerats, om vilket mer utförlig information återfinns i kapitel *3. Produktsystem*, under underrubriken *Externa integrerade EPD:er*.

För att konstruera, dimensionera och beräkna produktsystemet har flera olika typer av källor nyttjats. Dels har det handlat om akademisk litteratur och publikationer, speciellt rörande stadsträd och LCA, så som *Träd i urbana landskap* och *Livscykelanalys* (Rydh et al. 2002; Sjöman & Slagstedt 2015). Dessutom har även offentliga och kommersiella källor varit en tillgång, såsom Malmö och Stockholm stads typritningar för skelettjordar och skötselföreskrifter, samt företaget Bara mineralers produktspecifika kompetens (Alvem & Grönjord 2017a; *Gröna typritningar* n.d.).[1] [2]

[1] Syrén, B. 2026. Volym till viktomvandling av material [Telefonintervju]
[2] Spjuth, J. 2026. Malmö stads gröna skötsel [Email]

2.3 Avgränsningar

Jämförelsen mellan skelettjorden baserad på pimpsten och skelettjorden baserad på biokol är begränsad. Samtliga resurser, produkter och processer som är desamma mellan de två jordarna har exkluderats, förutom skötseln som räknas in för att förstå vad som sker efter anläggningen i termer av resurskonsumption. Exkluderingen innefattar träd, trädgropsfundamnet, schaktning inför anläggningen, maskiner under anläggningen, luftbrunn, geotextil, bärlager, avjämningslager, överbyggnad, markgaller samt trädstöd.

Både biokol och pimpsten har ett antal miljöfördelar, bland annat i termer av förmågan att absorbera skadliga utsläpp och förmågan att hantera stora mängder dagvatten (Levinsson et al. 2025). Miljöfördelarna räknas inte in som negativa utsläpp i LCA:n till följd av analysens komplexitet, men tas i stället upp i uppsatsens diskussionsavsnitt.

2.4 Systemgränser

Geografisk

Systemet placeras i Malmö, men inte på någon specifik plats, utan utgår från ett generellt placerat centralt område för transportberäkningar och skötselrutiner.

Tidsmässig

Modellen beräknas under en period av 3,5 år, från att råmaterialen utvinns, till att skelettjorden etableringsskötts i tre år. Datan som produktsystemet baseras på väljs utifrån den mest aktuella, pålitliga och tillgängliga information som hittats.

Fysisk

Produktsystemet följs från vagga till etablering, vilket innefattar de elementärflöden som existerar från utvinning av material till att produkten är etablerad.

Inkluderade processer

Systemen består av produktion av biokol, pimpsten, makadam, kompost, transport och skötsel, inklusive alla subprocesser som ingår i produktionen, transporten och skötseln.

3. Produktsystem

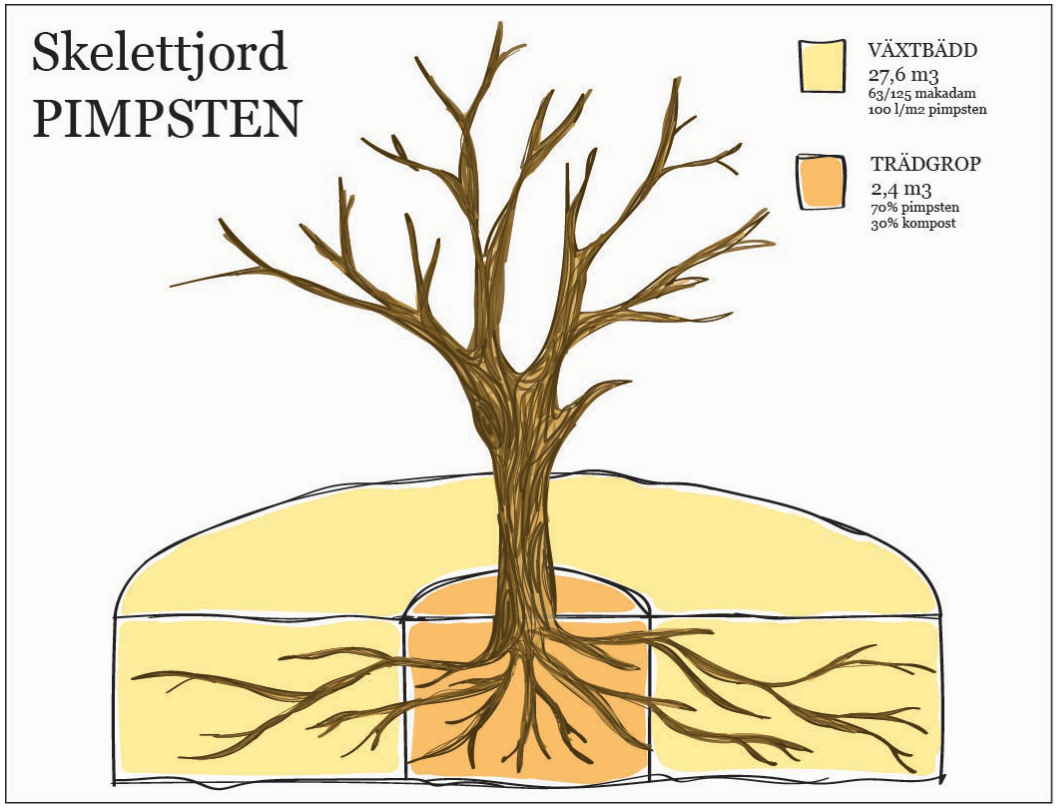
Skelettjordarnas dimensionering

Skelettjordarnas dimensionering utgår från Malmö stads typritningar samt Malmö stads AMA-mall, men följer inte strikt deras exempel, eftersom den verkliga dimensioneringen i Malmö dels varierar från projekt till projekt, och dels är densamma för båda av de teoretiska skelettjordarna (Berggren 2015; *AMA Anläggning* n.d.). Den valda dimensioneringens främsta funktion var således att erbjuda ett realistiskt ramverk för uträkningar av materialåtgång. Skelettjorden gavs volymen 30 m^3, och delades upp i en trädgrop, med en volym av 2,4 m^3, och en växtbädd, med en volym av 27,6 m^3. Med ett djup på 0,6 m får skelettjorden följaktligen en area på 46 m^2 (*AMA Anläggning 23* n.d.).

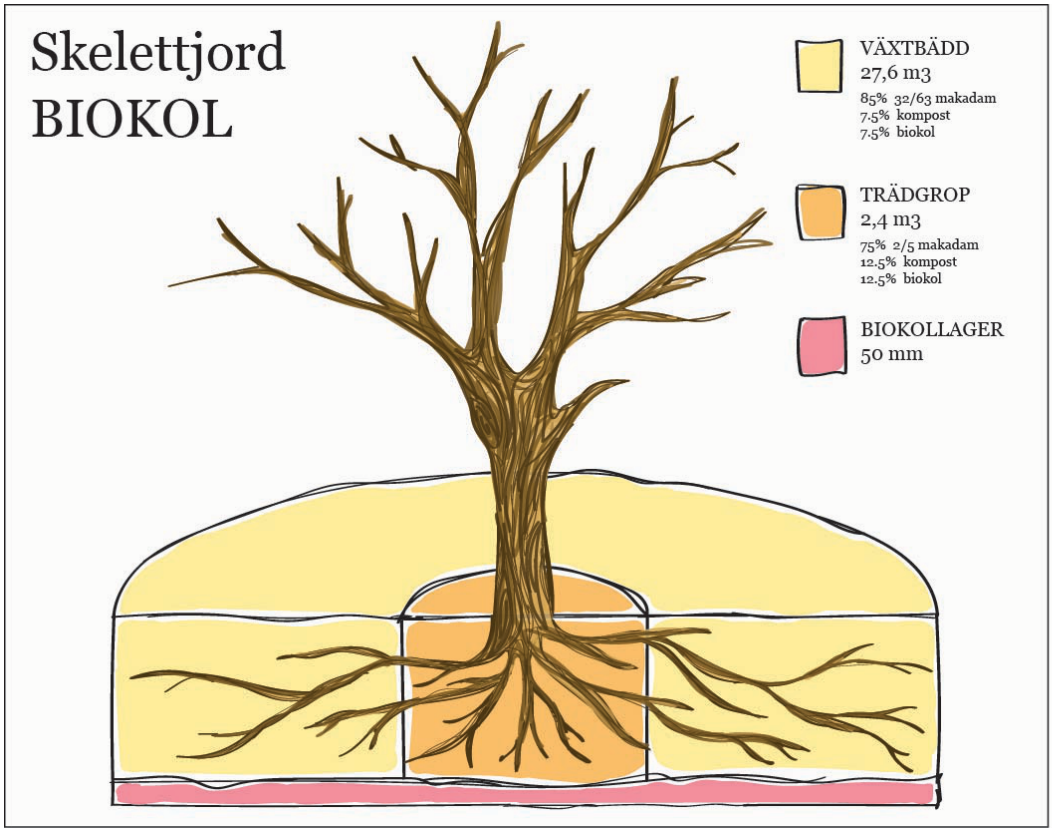
Växtbäddarnas komposition

Skelettjorden baserad på pimpsten, hädanefter kallad PS-systemet, utgår från Malmö stads gröna typritningar, nummer 103A. I den föreskrivs en trädgrop bestående av 70 volymprocent pimpsten 2/8mm, och 30 volymprocent grönkompost. Växtbädden föreskrivs med makadam 100/150mm och 100 l pimpsten per kvadratmeter, som sopas ner i skelettjordens håligheter (*Gröna typritningar* n.d.). Eftersom syftet med studien inte är att undersöka specifikt Malmö stads skelettjordar utan skelettjordar mer generellt, ändrades makadam 100/150mm till makadam 63/125mm, eftersom det var den närmaste fraktionen som hade en tillgänglig EPD från Södra Sandby stentäkt. Resterande komponenter var oförändrade.

Skelettjorden baserad på biokol, hädanefter kallad BK-systemet, utgår från Stockholms stads typritning för skelettjordar med kolmakadam samt utförandebeskrivningen för densamma. I den föreskrivs en trädgrop bestående av 75 volymprocent makadam 2/6mm, 12,5 volymprocent biokol, samt 12,5 volymprocent kompost. Växtbädden föreskrivs med 85 volymprocent makadam 32/90mm, 7,5 volymprocent biokol och 7,5 volymprocent kompost, samt ett 50mm tjockt lager biokol i botten av skelettjorden (Alvem & Grönjord 2017a; b). Även i detta fall fanns det inte perfekt motsvarande makadam i EPD:n från Södra Sandbys stentäkt, och därför ersattes 2/6mm med 2/5mm, samt 32/90mm med 32/63mm. Skillnaden mellan 90mm och 63mm är för makadam betydande, men både 32/63mm och 63/125mm delar samma grupp i EPD:n, det vill säga de är utbytbara eftersom de har samma miljöpåverkan, och därför kan det hävdas att det inte är ett problem i specifikt denna uträkning.



Figur 1: Dimensionering och komposition PS-systemet.



Figur 2: Dimensionering och komposition BK-systemet.

Volym till vikt

Bland programvaran AB:s färdiga processer och i de externt inhämtade EPD:erna mäts majoriteten av produkterna i viktenheter, och därför behövde typritningarnas volymenheter omvandlas för att möjliggöra de därpå följande uträkningarna. Samtliga fraktioner av makadam antogs väga 1400 kg per m^3 enligt Snabbgrus mängdberäknare för makadam (*Beräkning Makadam | Mängdberäkning och Densitet* n.d.). För resterande material kontaktades Bengt Syrén, produktansvarig för substrat på Bara Mineraler. Han uppgav värdena 620 kg/m^3 för leveransfuktig pimpsten, 650 kg/m^3 för grönkompost, samt 300 kg/m^3 för biokol.[3]

Transporter

För både pimpstenen och biokolen var transport från produktionsplatsen till Malmö inräknad i EPD:n, det vill säga modul A4, medan det för resterande processer enbart erbjöds modul A1-3. Därför adderades resterande transporter som en separat process i AB, där avståndet från Malmö till Södra Sandby stentäkt antogs vara 30 km, avståndet från SYSAVs grönkompostproduktion vid Spillepengen utanför Malmö till en genomsnittlig plats i Malmö antogs vara 7 km, och avståndet mellan skötselkontoret och platsen för skelettjorden antogs vara 1 km. För samtliga transporter adderas även samma avstånd men med tom last, för att ta hänsyn till den resursåtgång som uppstår ur returfärden.

I AB räknas transporterna i tonkilometer, det vill säga transporten av ett ton produkt under en kilometer, och därför togs även de olika transporternas tyngd i beaktande. Transporten beräknades på lastbilar med en kapacitet som motsvarade den aktuella transporten, samt med utsläppsklass euro 6, eftersom den klassen krävs för att registrera nya fordon i Sverige (Transportstyrelsen, 2025).

Skötsel

Beräkningarna för resursåtgång i samband med skötsel skedde helt utifrån Malmö stads AMA-mall, och mer specifikt dess riktlinjer för etableringsskötsel. Där föreskrivs att vid varje bevattning bör vattensäckarna vid träden fyllas med 200 l vatten och 1‰ lösning av NPK 5-1-4 (*AMA Anläggning* n.d.). NPK 5-1-4 är en slags konstgödsling som består av 5 procent kväve (N), 1 procent fosfor (P), och 4 procent kalium (K) (*NPK- gödsel- Vad är NPK?* n.d.). Under trädets andra säsong bör det även gödslas med PK micro, vilket i detta fall antogs vara PK 13-14, det vill säga 13 procent fosfor och 14 procent kalium.

[3] Syrén, 2026.

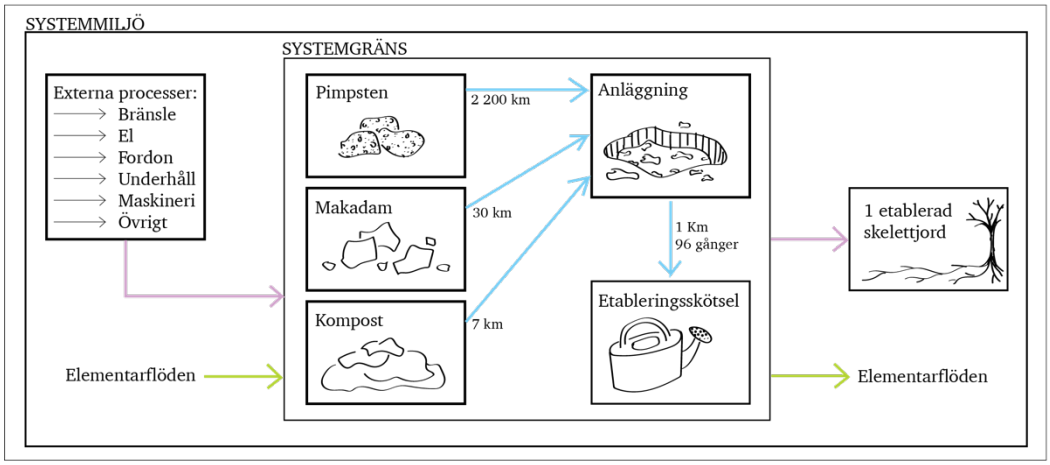
Bevattning sker från 15 april till 30 september, vilket sammantaget blir 24 veckor. Gödsling i sin tur sker från 15 april till 30 juli, vilket blir 15 veckor. Under trädets första säsong ska bevattning ske två gånger i veckan, och under den andra och tredje säsongen sker bevattning en gång i veckan (*AMA Anläggning* n.d.). Sammantaget, för ett träd under tre år, blir det 12 kg NPK 5-1-4 gödsel, 0,5 kg PK 13-14 gödsel, och 19 200 l vatten. I AB registrerades gödslingen i sina separata beståndsdelar för att möjliggöra större exakthet, dels i mängd men också för att de enda tillgängliga processerna från Sverige i Ecoinvent var separerade, och uppdelningen blev således 0,6 kg N (kväve), 0,19 kg P (fosfor) och 0,545 kg K (kalium).

Processer

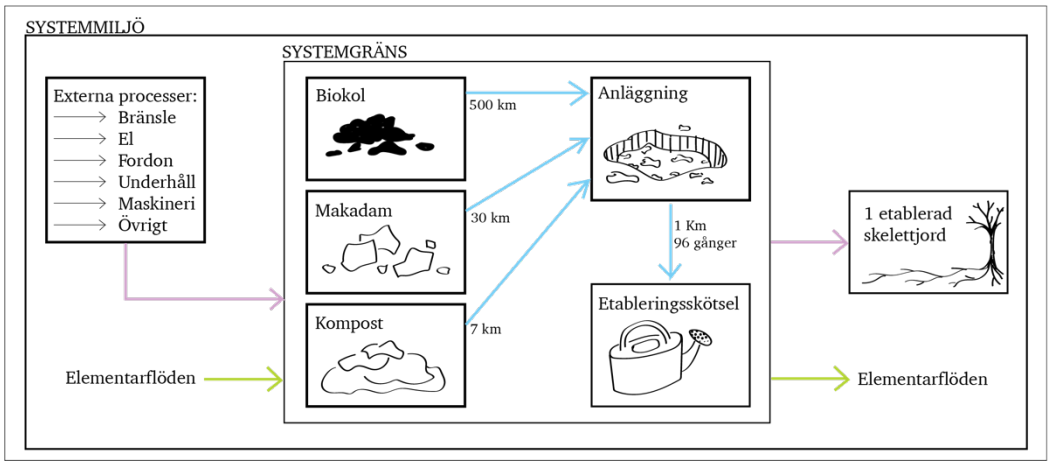
I AB lagras processerna (produkter, tjänster, utsläpp etc) i olika databaser, och för livscykelanalysen i fråga nyttjades databaserna Ecoinvent-13.2-cutoff och Biosphere3. Ofta finns det mer än en process att välja mellan, och då har urvalet i första hand baserats på hur väl processen korresponderar med den faktiska händelsen i produktsystemet. I andra hand har urvalet skett utifrån processens geografiska närhet till Malmö, till exempel har RER (Europa) prioriterats framför RoW (Rest of the World) när processerna i andra avseenden varit likvärdiga.

Externa integrerade EPD:er

För att bygga ett produktsystem med starkast möjliga anknytning till verkligheten integrerades tre externa EPD:er som nya processer i AB, eftersom databaserna Ecoinvent-3.12-cutoff och Biosphere3 inte hade de nödvändiga processerna tillgängliga. Det rörde sig om en EPD för pimpsten producerad på Island, en EPD för biokol producerat utanför Norrköping, och en EPD för makadam producerat utanför Lund (ReSource 2021; Peña 2022; Lotan & Falconi 2025). Integrationen skedde genom att skapa en ny process, sen manuellt addera samtliga påverkanskategorier som separata elementärflöden, och slutligen addera den nya processen som ett teknosfärflöde i produktsystemet för skelettjorden.



Figur 3: Produktsystem för PS-systemet.



Figur 4: Produktsystem för BK-systemet.

4. Resultat

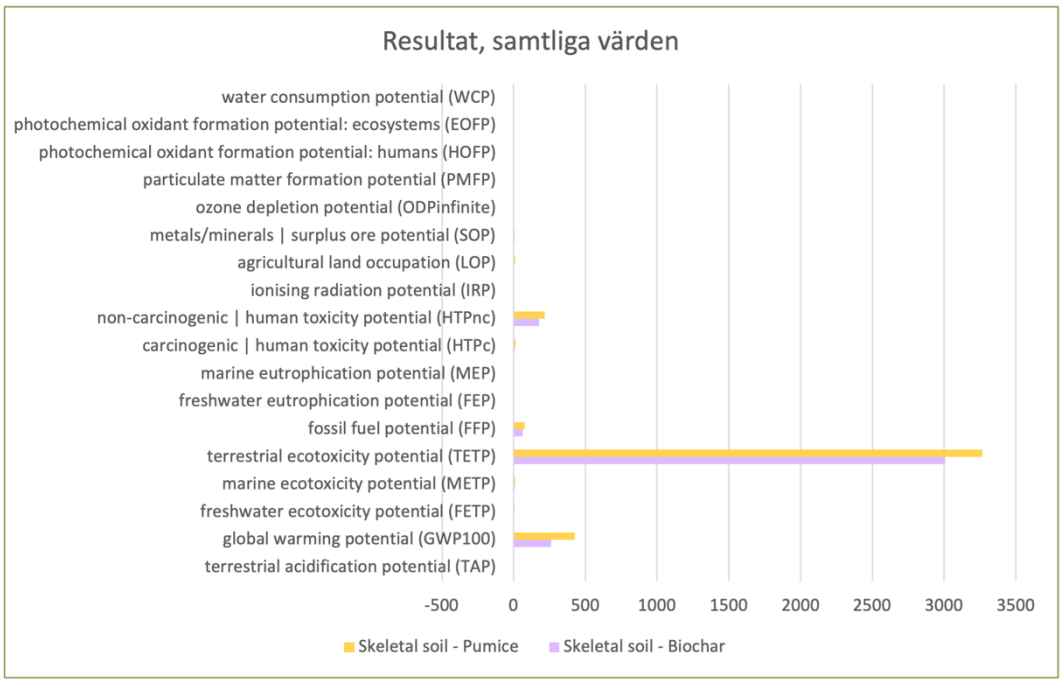
Tabell 1 presenterar resultatet för livscykelanalysen av BK- och PS-systemet. Värdena har räknats ut enligt ReCiPe 2016 Midpoint (H) och presenteras som sina karakteriserade värden, det vill säga utan normalisering, med korresponderande referensenhet. Tabellen sorteras i storleksordning efter kolumnen BK-systemet.

Tabell 1: Resultatet av livscykelanalysen för båda produktsystemen.

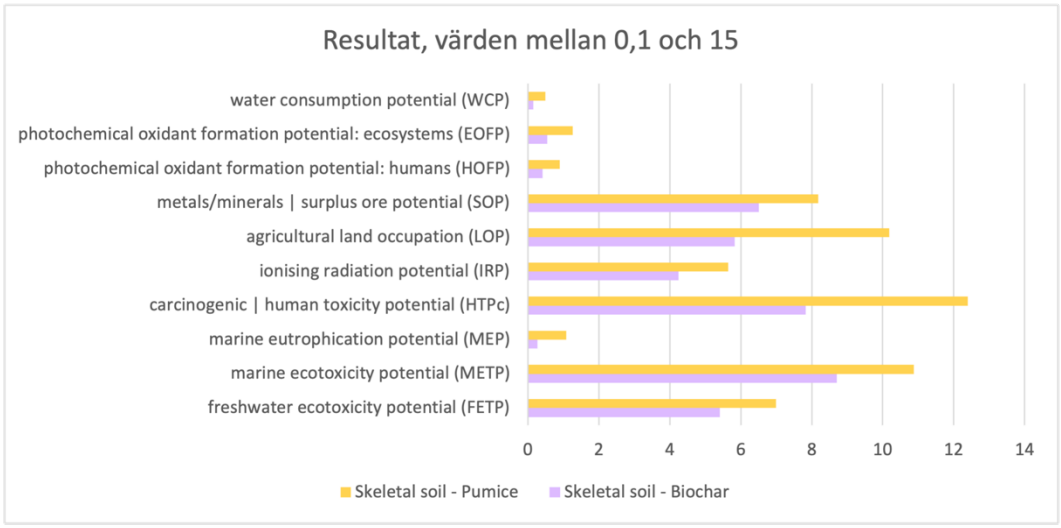
Påverkanskategori	**Referensenhet**	**BK-systemet**	**PS-systemet**
Terrestrial ecotoxicity potential (TETP)	kg 1,4-DCB eq	3,01E+03	3,27E+03
Global warming potential (GWP100)	kg CO2 eq	2,62E+02	4,25E+02
Non-carcinogenic | human toxicity potential (HTPnc)	kg 1,4-DCB eq	1,77E+02	2,16E+02
Fossil fuel potential (FFP)	kg oil eq	6,51E+01	7,72E+01
Marine ecotoxicity potential (METP)	kg 1,4-DCB eq	8,70E+00	1,09E+01
Carcinogenic | human toxicity potential (HTPc)	kg 1,4-DCB eq	7,83E+00	1,24E+01
Metals/minerals | surplus ore potential (SOP)	kg Cu eq	6,50E+00	8,18E+00
Agricultural land occupation (LOP)	m2a crop eq	5,82E+00	1,02E+01
Freshwater ecotoxicity potential (FETP)	kg 1,4-DCB eq	5,40E+00	6,99E+00
Ionising radiation potential (IRP)	kBq Co-60 eq	4,25E+00	5,65E+00
Photochemical oxidant formation potential: ecosystems (EOFP)	kg NOx eq	5,41E-01	1,26E+00
Photochemical oxidant formation potential: humans (HOFP)	kg NOx eq	4,11E-01	8,97E-01
Marine eutrophication potential (MEP)	kg N eq	2,65E-01	1,07E+00
Water consumption potential (WCP)	m3	1,51E-01	4,83E-01
Freshwater eutrophication potential (FEP)	kg P eq	1,32E-02	2,31E-02
Ozone depletion potential (ODPinfinite)	kg CFC11 eq	-3,20E-04	-1,16E-05
Particulate matter formation potential (PMFP)	kg PM2,5 eq	-1,40E-01	9,21E-02
Terrestrial acidification potential (TAP)	kg SO2 eq	-1,87E+00	-3,04E-01

1,4-DCB eq = 1,4-diklorobensen (paradiklorobensen) ekvivalenter
kBq Co-60 eq = Kilobecquerel Kobolt-60 ekvivalenter
NOx eq = Kväveoxider ekvivalenter
CFC11 = Klorflourkolförening-11 ekvivalenter
PM2,5 = partikelmateria <2,5 nm ekvivalenter

Resultatet i tabell 1 visar tydligt att *Terrestrial ecotoxicity potential* vida överstiger resterande påverkanskategorier, vilket även är tydligt i figur 5. Därpå följer *Global warming potential*, *Non-carcinogenic human toxicity potential*, samt *Fossil fuel potential*. Resterande påverkanskategorier är inte synliga i figur 5 till följd av skalan, och presenteras därför som ett stapeldiagram i figur 6, där värden under 0,1 och över 15 har exkluderats. PS-systemet har en större miljöpåverkan än BK-systemet inom samtliga påverkanskategorier, även om differensen varierar.

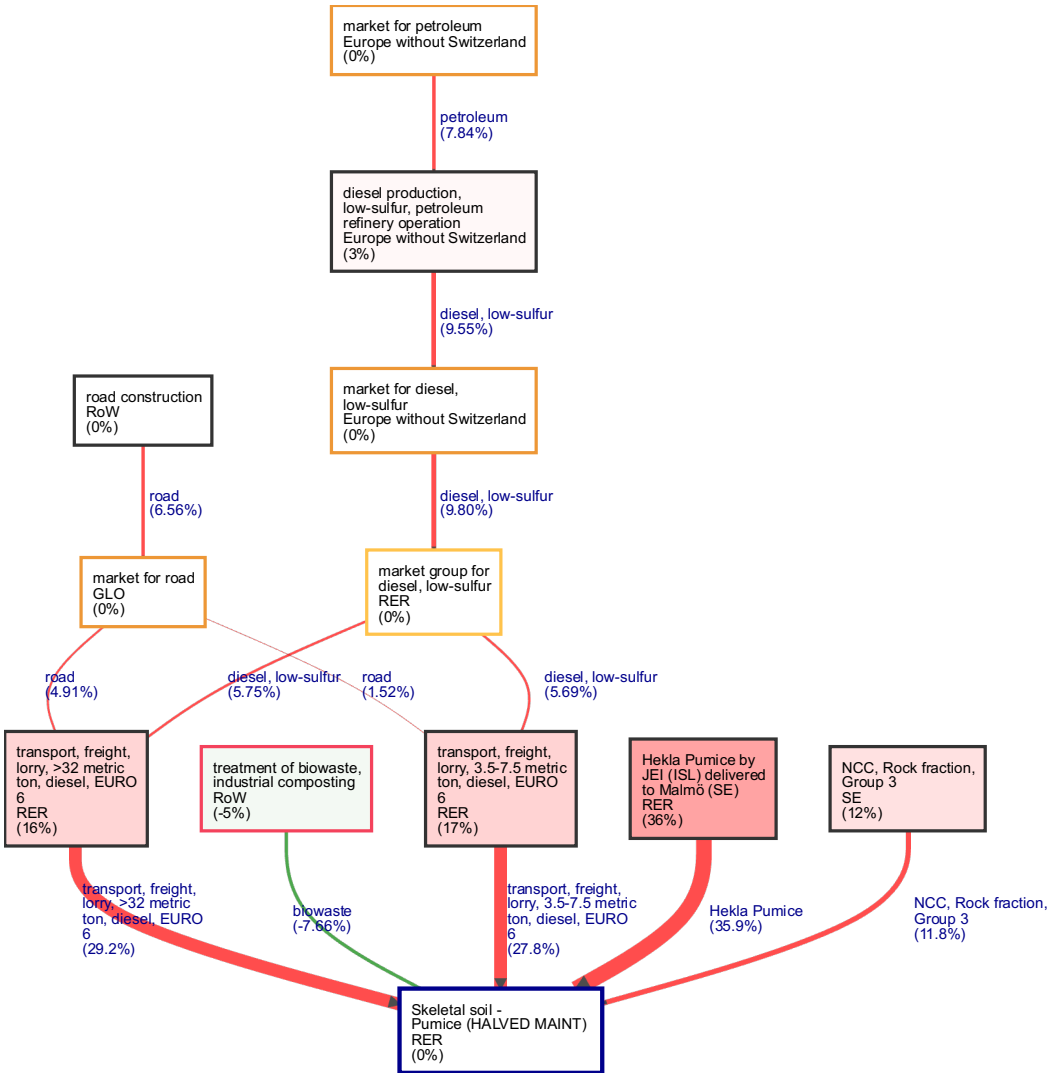


Figur 5: Resultatet av livscykelanalysen för skelettjordarna baserade på biokol respektive pimpsten. Stapeldiagrammet visar samtliga påverkanskategorier.

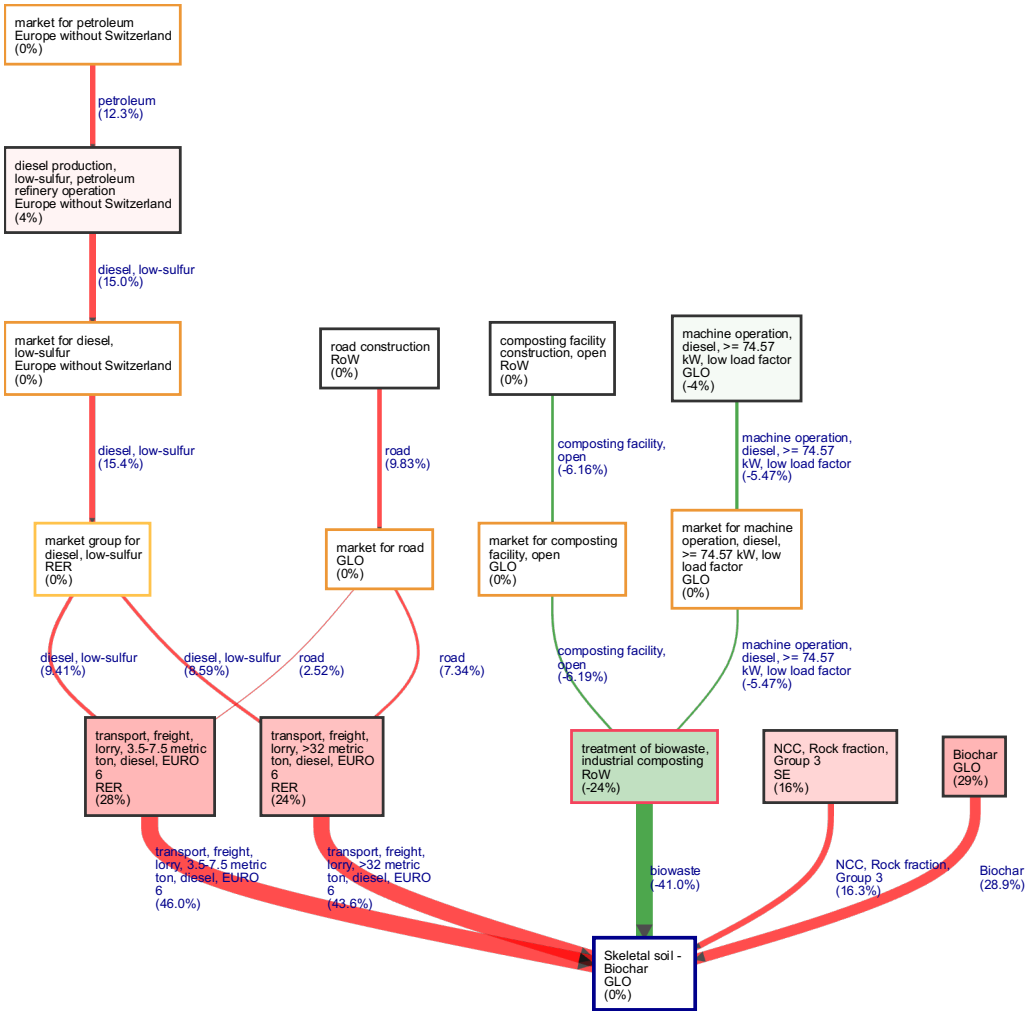


Figur 6: Resultatet av livscykelanalysen för skelettjordarna baserade på biokol respektive pimpsten. Stapeldiagrammet visar alla värden mellan 0.1 och 15.

Figur 7 och 8 visar i sin tur på vilka av processerna som bidrar mest till produktsystemens miljöpåverkan, genom ett Sankey-diagram - ett diagram som visar på viktade flöden med hjälp av olika breda flödeslinjer. För PS-systemet är produktion av pimpsten, produktion av makadam, skötseltransporter och makadamtransporter de största bidragande processerna. För BK-systemet är det istället produktion av biokol, produktion av makadam, skötseltransporter och makadamtransporter. Båda systemen har negativa flöden, det vill säga positiv miljöpåverkan, för komposten, men BK-systemet i högre grad eftersom det har mer kompost i sin komposition. Värt att notera är även de processer som saknas vid 5 procent cut-off. Bland annat produktion av N-P-K näring, 19 200 l kranvatten för bevattning och makadam grupp 5 (används i BK-systemets trädgrop). I bilaga 1 presenteras däremot två Sankey-diagram vars cut-off i stället är 0,5 procent, vilka som naturlig följd också inkluderar fler processer.

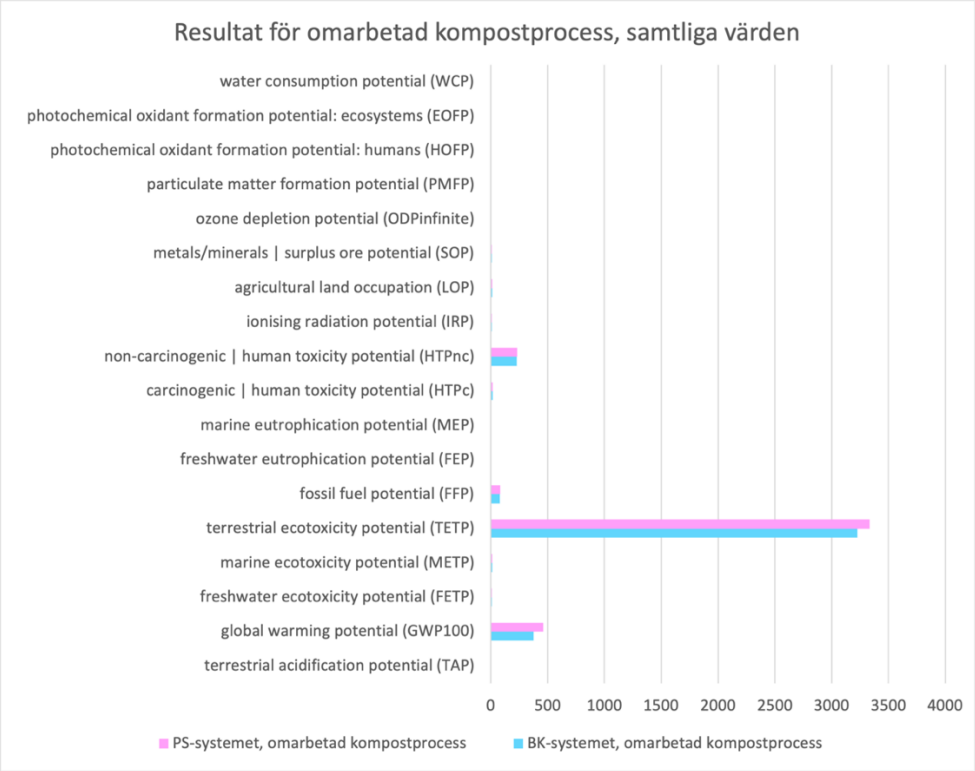


Figur 7: Sankey-diagram för påverkanskategorin Global warming potential PS-systemet. Diagrammet har cut-off vid 5 procent för läsbarhet, se bilaga 1 för 0,05 procent cut-off.

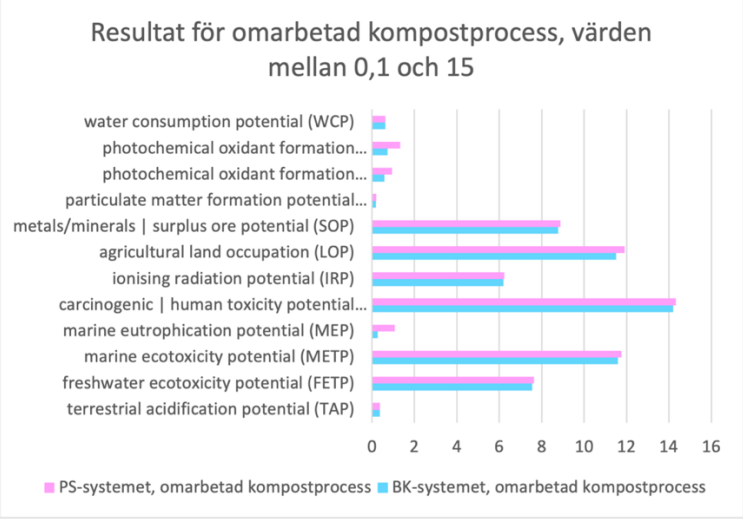


Figur 8: Sankey-diagram för påverkanskategorin Global warming potential för BK-systemet. Diagrammet har cut-off vid 5 procent för läsbarhet, se bilaga 1 för 0,05 procent cut-off.

Sankey-diagrammet visar ett negativt flöde för kompost till följd av val av referensaktivitet. Följande stapeldiagram visar resultatet för det ursprungliga produktsystemen, men med *compost for market* (positivt flöde) i stället för *treatment of biowaste* (negativt flöde).

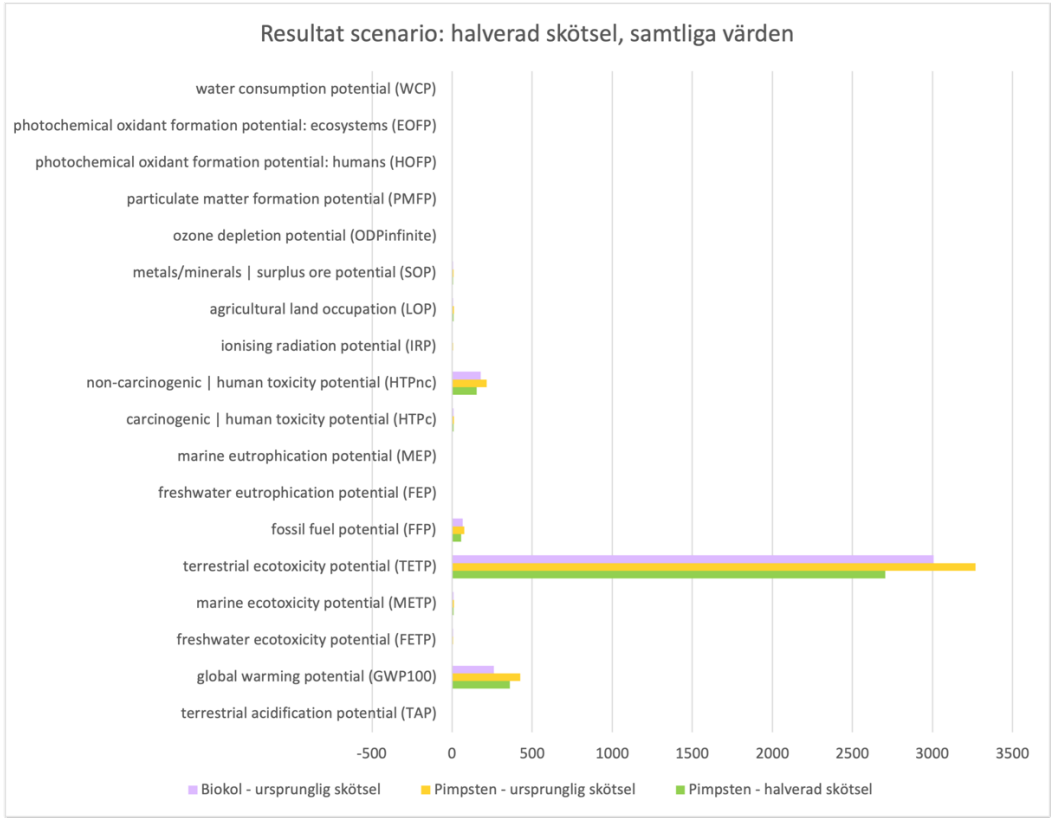


Figur 9: Resultatet, samtliga värden, för det omarbetade produktsystemet, med ett positivt flöde för komposten.

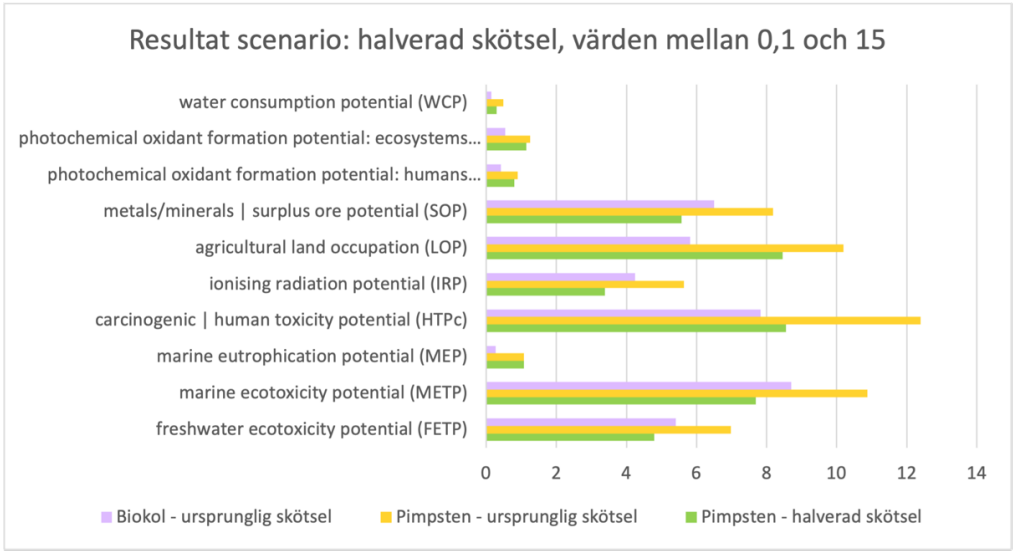


Figur 10: Resultatet, värden mellan 0,1 och 15, för det omarbetade produktsystemet, med ett positivt flöde för komposten.

Följande stapeldiagram visar ett konstruerat scenario där alla värden knutna till skötsel: tonkilometer skötseltransport, vattenåtgång och näringstillförsel, halverades för PS-systemet, se diskussion för utvecklat resonemang.

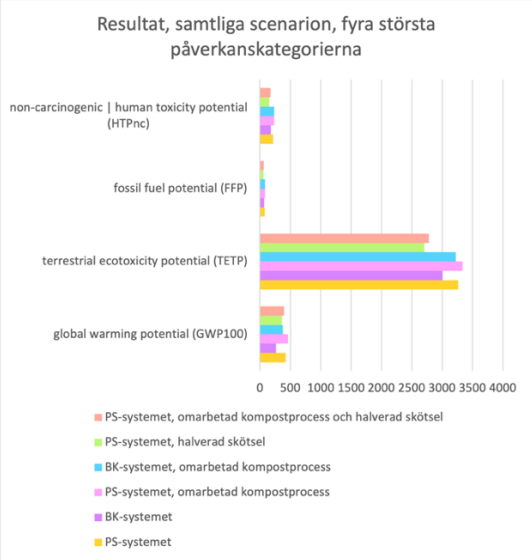


Figur 11: Stapeldiagrammet visar samtliga påverkanskategorier och deras värden för scenariot med halverad skötsel för PS-systemet.

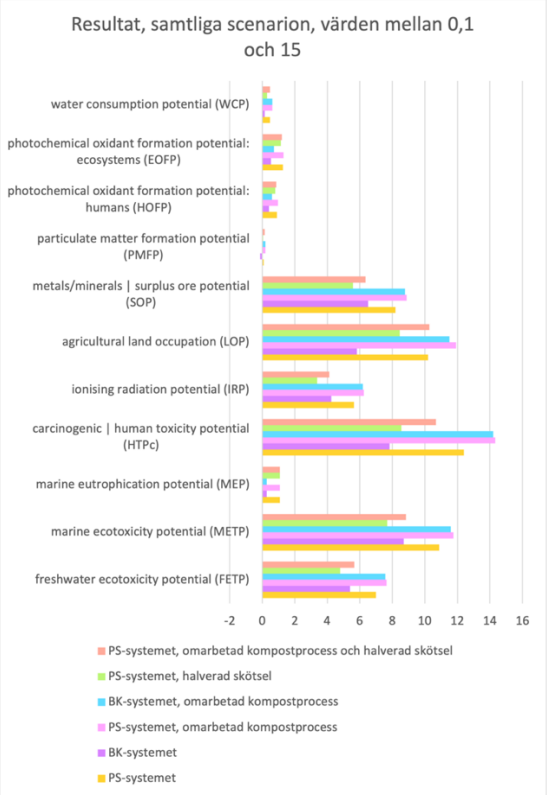


Figur 12: Stapeldiagrammet visar de påverkanskategorier med värden mellan 0,1 och 15 för scenariot med halverad skötsel för PS-systemet.

Följande stapeldiagram visar en sammanställning över samtliga scenarion: det ursprungliga PS-systemet, det ursprungliga BK-systemet, PS-systemet med ett positivt kompostflöde, BK-systemet med ett positivt kompostflöde, samt PS-systemet med halverad bevattning.



Figur 13: Resultatet för samtliga scenarion, för de fyra största påverkanskategorierna.



Figur 14: Resultat för samtliga scenarion, värden mellan 0,1 och 15.

5. Diskussion

I kandidatarbetets inledning ställdes tre frågor: Hur påverkar skelettjordar baserade på pimpsten kontra biokol miljön, vilket av alternativen har generellt lägst miljöpåverkan, samt finns det situationer i vilka det motsatta förhållandet gäller. Följande diskussion kommer att besvara de frågorna, och ge en fördjupning inom ett par, för undersökningen relevanta, ämnen.

Miljöpåverkan

För samtliga 18 miljöpåverkanskategorier är BK-systemets indikatorer lägre än PS-systemets. Det kan dels förklaras med att processerna som ingår i produktionen av BK-systemet är mindre belastande, delvis med att biokolet transporteras 500 km till Malmö från produktionen utanför Norrköping, kontra pimpstenens 2200 km från Island, och dels med att BK-systemet innehåller en större mängd kompost än PS-systemet. Processen för produktion av kompost räknas i programvaran AB som ett negativt flöde, det vill säga att mer av processen minskar den totala miljöpåverkan, eftersom processen klassas som *avoided product*. Huruvida det är ett giltigt förhållningssätt är däremot omtvistat. All produktion är mer än ingen produktion alls, även om produktionen av kompost gör något positivt genom att återbruka material som annars hade behövt hanteras som avfall (van der Meide et al. 2025). För att undersöka om det negativa flödet påverkade resultatet återskapades de ursprungliga produktsystemen, men med *compost for market* (positivt flöde) i stället för *treatment of biowaste* (negativt flöde) som process för grönkomposten. Resultatet var fortfarande att PS-systemet hade den största miljöpåverkan, men med mycket mindre marginaler, se figur 9 och 10.

AB:s resultat presenteras som karakteriserade (absoluta) värden, och inte normaliserade eller viktade, vilket gör att resultatet inte nödvändigtvis fungerar att läsa i storleksordning för att förstå vilka påverkanskategorier som är viktigast. Otvetydigt är däremot att *Terrestrial ecotoxicity potential* (TETP) är en viktig påverkanskategori i och med sin oerhörda storlek. Det valda standardiserade måttet, i detta fall ReCiPe 2016 Midpoint (H), avgör hur en påverkanskategori karakteriseras och beräknas. Toxicitet i ReCiPe 2016 utgår från USES-LCA 2.0, en databas innehållandes 3 396 kemikalier och deras toxicitetspotential (van Zelm et al. 2009; Huijbregts et al. 2017). Toxicitetspotentialen indikerar den relativa påverkan som en substans har efter att ha släppts ut i en specifik miljö (Huijbregts et al. 2000). Ekotoxicitet är däremot ett väldigt brett begrepp, och innefattar en rad orsaker och konsekvenser. Trots dess brister är det en effektiv metod för jämförelsen av två system, snarare än för absoluta värden (Bennet 2012).

Även påverkanskategorin *Global warming potential* (GWP) är värd att studera närmare. Dels är den näst störst i undersökningen, dels är frågan om ett fungerande klimat rent existentiell för hela planeten. I ReCiPe 2016 är GWP en kvantifiering av ökningen av infraröd strålning (värme) till följd av en växthusgas, utryckt i $CO_{2\text{-eq}}$ (Huijbregts et al. 2017). CO_2 är inte den enda växthusgasen som bidrar till klimatförändringarna, men är i många produktsystem den största andelen av växthusgaserna, och blir således ett viktigt utsläpp att begränsa (*Därför blir det varmare* 2025). Det finns dock klimatforskare som argumenterar för att GWP förenklar ett komplext klimatsystem i en utsträckning som gör resultaten suboptimala, och i värsta fall leder till beslut med motsatt effekt än den önskade. Dels tas inte faktorer som marktäcke och ozonlager i beaktande, eftersom GWP endast mäter växthusgaser, dels förloras den temporala och spatiala variationen i klimatsystemens respons på påverkan (Cherubini et al. 2016).

Skötseldiskrepans

Under konstruktionen av produktsystemet antogs att båda skelettjordarna sköts likadant, eftersom Malmö stad inte skiljer på skötseln av skelettjordar med pimpsten kontra andra trädplanteringar.[4] Däremot har pimpsten en högre vattenhållande förmåga än stenskärv, och det går alltså att ställa sig frågan huruvida en skelettjord med pimpsten har lägre skötselkrav, framförallt avseende bevattning (Levinsson et al. 2025). Det skulle i sin tur kunna leda till minskad resursåtgång, både i termer av transport och vattnet som går åt, vilket teoretiskt sett skulle minska PS-systemets miljöpåverkan.

För att undersöka effekten av halverad skötsel hos PS-systemet skapades i programmet AB ett fiktivt scenario, där alla värden knutna till skötsel: tonkilometer skötseltransport, vattenåtgång och näringstillförsel, halverades. Resultatet visade på en miljöpåverkan som var jämförbar med BK-systemet i kvantitet, och dessutom en bit under för den största kategorin, *Terrestrial ecotoxicity potential*, se figur 11 och 12. Tar man även i beaktande att grönkompost potentiellt inte är ett negativt flöde, utan ett positivt som bidrar till miljöpåverkan, blir PS-systemet med halverad skötsel ännu mindre i miljökostnad i proportion till BK-systemet för de största påverkanskategorierna, se figur 13. Sett till de mindre kategorierna är frågan dock högst komplicerad, se figur 14, och beslut behöver alltså även grunda sig i de lokala förutsättningarna.

Även valet av trädart har stor inverkan på den bevattning som krävs under etableringsfasen. Träd med omfattande och snabb tillväxt under mark, som exempelvis *Populus sp.* eller *Acer saccharinum*, får snabbare tillgång till

[4] Spjuth, J. 2026.

kringliggande jordvolymer och kan som följd tidigare tillgodose sina egna vattenbehov. Det står i kontrast till långsamväxande arter, till exempel skogsek, som kräver etableringsbevattning under en längre tid (Sjöman & Slagstedt 2015, s. 409). Det innebär i sin tur att de utsläpp som kan knytas till etableringsbevattningen kan minskas om växtmaterialet väljs utifrån en snabb etablering i skelettjord.

Trädhälsa i biokol kontra pimpsten

Ett experiment som utfördes på SLU i Alnarp gällande ekosystem-*trade-offs* för etablering av stadsträd i olika substrat visade på en rad, för detta kandidatarbete, intressanta skillnader mellan biokol och pimpsten (Levinsson et al. 2025). Av experimentets fyra växtbäddar var de som närmast efterliknade skelettjordarna i detta kandidatarbete substratet med pimpsten, PU, och substratet med biokol och mindre stenfraktioner, SM. Generellt var träden planterade i PU associerade med fler positiva värden för trädutveckling än de i SM, som längre genomsnittlig skottlängd och större genomsnittlig trädhöjd. PU hade både en högre vattenhalt per gram substrat vid fältkapacitet, och en längre avrinningstid efter att jorden hade vattenmättats än SM. SM hade även, från och med år 2 efter plantering, den högsta koncentrationen av näring i avrinningsvattnet av alla skelettjordar (Levinsson et al. 2025).

Viktigt att nämna är dock det faktum att substraten i experimentet (PU, SM) inte var helt jämförbara med kompositionen av skelettjordarna i detta kandidatarbete (PS-systemet och BK-systemet). Substratet SM bestod av 32/90mm makadam och 7,5 volymprocent vardera av biokol och kompost, och liknade därmed mest BK-systemets komposition för dess växtbädd i kandidatarbetet. Det vill säga: den stora, mer näringsfattiga, grovfraktionerade, volymen substrat som bygger upp stenskelettet. Substratet PU bestod av 70 volymprocent pimpsten och 30 volymprocent kompost, och var alltså identisk i komposition med trädgropen för PS-systemet i detta kandidatarbete (Levinsson et al. 2025). Det vill säga: den mindre volymen närmast trädet, med högre andel organiskt material och finare fraktioner än växtbädden.

En potentiell slutsats är därför att de mindre fraktionerna av makadam och det organiska materialet som finns i BK-systemets trädgrop hade ökat dess vattenhållande förmåga, och därmed även främjat trädets utveckling. Vidare går det att spekulera att kompositionen i PS-systemet som i kandidatarbetet även består av en växtbädd utan kompost med en mycket grövre fraktion makadam, hade kunnat försämra dess vattenhållande förmåga, med resultatet att de teoretiska trädens utveckling kanske egentligen inte skiljer sig nämnvärt åt i detta kandidatarbete.(Levinsson et al. 2025)

Biokol: för- och nackdelar

Biokol kan, utöver att agera kolsänka genom att förhindra formationen av CO_2 till följd av metaboliseringen av biomassa, även absorbera CO_2 under sin livscykel (Guo et al. 2022). Biokol absorberar främst CO_2 genom fysisk upptagning, fysisorption, till följd av dess porösa struktur. Absorption kan även ske genom kemisk upptagning, kemisorption, och då framför allt på grund av närvaro av ytfunktionella grupper (Guo et al. 2022).

Den fysiska upptagningskapaciteten beror på biokolens mikroporer. Mikroporer är porer med en diameter mindre än 1 nm, vilket liknar den dynamiska diametern hos en koldioxidmolekyl, vilket i sin tur leder till en starkare attraktion dem emellan (Guo et al. 2022). Den kemiska upptagningskapaciteten kan i sin tur förbättras genom att modifiera biokolets ytkemi. Bland annat genom att öka alkaliniteten, förändringar av de ytfunktionella grupperna för att öka CO_2 interaktionen, och genom att öka hydrofobiteten (Guo et al. 2022).

Biokol är inte ett strikt oproblematiskt material, till följd av en rad miljömässiga osäkerheter. Forskning visar att biokol kan vara en potentiell miljöfara i jord, vatten och atmosfär, på grund av skadliga komponenter, negativa ytegenskaper, och kemiska egenskaper på mikro- och nanonivå (Xiang et al. 2021). Biokol förändrar även jorden den adderas till. Bland annat jordens pH, struktur, porositet och mobilitet, vilket exempelvis kan begränsa tillgången till vissa näringsämnen, livsvillkoren för – och därmed balansen mellan – organismer i jorden, och dess förmåga att motstå extern fysisk påverkan (Xiang et al. 2021).

Under produktionen av biokol kan miljögifter även produceras till följd av felaktiga val av biomassaråvara och ofördelaktiga framställningsmetoder. Bland miljögifterna ingår tungmetaller, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), miljömässigt persistenta fria radikaler (EPFR), dioxiner och perfluorokemikalier (PFAS) (Xiang et al. 2021). Mikro- och nanopartiklar av biokol kan stimulera frigörelse och migration av bland annat tungmetaller och växtnäringsämnet fosfor. Det kan leda till näringsläckage till, och föroreningar av, den kringliggande miljön (Xiang et al. 2021).

5.1 Begränsningar med undersökningen

För undersökningen fanns det ett flertal fallgropar vilka potentiellt kan ha korrumperat resultatet. Ett primärt dilemma är det negativa flödet som processen för grönkompost utgjorde. Att räkna med negativa värden är kontroversiellt inom LCA, och det gör dessutom resultatet svårtytt inom relaterande jämförelser (van der Meide et al. 2025). Att räkna bort de miljöfördelar som kompost har, jämfört

med pimpsten och makadam, är däremot också att förbise fakta. Därför finns det inte heller något tydligt svar i frågan. För detta kandidatarbete hanterades konflikten genom att skapa två olika scenarion, för att se huruvida resultatet var det samma med positiva kontra negativa flöden. Scenariot med negativa flöden valdes som utgångspunkt eftersom det antogs ha en kommunikativ fördel i att diskutera fördelar med en hög halt lokalt, återbrukat, material.

Dessutom är det möjligt att integrationen av de externa EPD:erna inte var en alldeles sömlös process. Det är inte en gängse metod att integrera EPD:er med hjälp av elementärflöden vid uppbyggnad av produktsystem, och det gjordes därför utifrån den tekniska kunskap som kandidatförfattaren hade vid tillfället för undersökningen, och utan tillgång till professorer med insikt i den tekniska sidan av livscykelanalys. En misstanke är att exempelvis vattenåtgången vid produktion av biokol och pimpsten i stället räknades som utsläpp av vatten, vilket inte behöver ha påverkat resultatet i stor utsträckning eftersom det handlade om mycket små kvantiteter, men saken hade behövt åtgärdas vid en revision.

Även använd data varierade i kvalitet. En del processer var klockrena, som makadam från Södra Sandby bergtäkt till skelettjordar i Malmö, medan andra var mer diffusa, som globalt giltiga transportkategorier, som därför inte var anpassade efter de specifika förutsättningarna i och kring Malmö. Exempelvis en EPD för grönkompost från SYSAV hade varit ett enormt bidrag för att förbättra resultatets trovärdighet.

Slutligen är den uppenbara begränsningen undersökningens mycket snäva avgränsningar. De var nödvändiga till följd av ett kandidatarbetes tids- och resursmässiga begränsningar, men de lämnar också tydliga luckor för den som vill förstå miljöpåverkan av en skelettjord. Särskilt den tidsmässiga begräsningen komprometterar resultatet, i och med att den långsiktiga utvecklingen av systemen negligeras. Aspekter så som livslängd, långsiktig skötseldiskrepans, och eventuellt långsiktigt närings- och föroreningsläckage skulle potentiellt kunna förändra resultatet. Därför har resultatet endast relevans som en jämförelse, och är inte möjligt att läsa isolerat eller ur sin kontext.

5.2 Begränsningar med LCA

Det finns flera metodologiska, strukturella och komplexa problem med livscykelanalys. Ett uppenbart problem är hur en bör integrera undersökningens resultat med sociala och ekonomiska aspekter, vilka inte går att bortse från när kunskapen tillämpas i verkligheten (Reap et al. 2008). Den typen av problem

klassas inom miljövetenskap som *wicked problems,* eller ett lömskt problem, utan slutgiltiga definitioner eller universella lösningar (Yonas 2010).

Funktionella enheter är inte heller alldeles oproblematiska. Det är ofta svårt att definiera endast en funktion som ett produktsystem utför, och att ignorera eventuella sub-funktioner är att konstruera ett system som inte nödvändigtvis är representativt eller korrekt. Risken finns att den funktionella enheten blir godtycklig, när det är upp till var och en LCA-utövare att definiera den (Reap et al. 2008).

Även en livscykelanalys avgränsningar går balansgång mellan alldeles för komplexa och omöjliga att upprepa, och därmed ovetenskapliga, och allt för snäva avgränsningar, vilka i sin tur knappast inger förtroende för en tolkning av resultatet. En överdriven tro på resultatet kan leda till att beslut fattas på felaktiga grunder, samtidigt som ett underdrivet förtroende kan leda till att beslut inte alls fattas på resultat av en LCA, eftersom den antas vara ogiltig (Reap et al. 2008).

Ett problem som inte varit aktuellt för specifikt kandidatarbetets LCA, men som definitivt varit närvarande vid skapandet av de nyttjade externa EPD:erna, är allokering. Allokeringen, enligt många den mest kontroversiella frågan inom LCA, är i korta drag den metod enligt vilken man tillskriver utsläpp som används för att producera flera produkter till en funktionell enhet (Reap et al. 2008). Ska exempelvis en kos hela metangasutsläpp tillskrivas produktionen av mjölk, när hon även kommer att ge hundratals kilo kött i slutet av hennes liv? Om nej, hur fördelar man då metangasutsläppen mellan produktionen av mjölk och kött? Det finns en uppsjö av mer och mindre vetenskapliga metoder för allokering, men faktum kvarstår att det är en fråga utan ett singulärt, tydligt korrekt svar (Ekvall & Tillman 1997).

En enkätundersökning riktad till forskare och konsulter som arbetar med EPD:er och LCA:er visade att många experter inom området kände en oro gällande datakvaliteten hos LCA:er för utvecklingen av EPD:er (Olanrewaju et al. 2024). Utmaningarna ansågs bland annat vara en brist på transparens i data- och programvara, brist på landspecifik data, komplexiteten och bristen på kunskap om osäkerheten kring data för LCA:er, och brist på djuplodande förståelse för LCA (Olanrewaju et al. 2024).

Slutligen blir det, genom att se till de globala påverkanskategorierna, som *global warming potential* och *fine particulate matter formation*, tydligt att LCA opererar på en global skala. En generell livscykelanalys riskerar således att förbise vikten av specifika påverkanskategorier för den lokala miljön (Kobayashi et al. 2015).

5.3 Slutsatser

Uppsatsens huvudsakliga slutsats är insikten om hur betydande skötselkraven är för ett gatuträds miljöpåverkan. Att använda material och arter som kräver mindre skötsel är således det mest effektiva sättet att begränsa utsläpp kopplade till växtsubstrat. Skelettjorden baserad på pimpsten hade den generellt högsta miljökostnaden, men det finns indikationer som pekar mot att den är mindre skötselintensiv än skelettjordar baserade på biokol, vilket leder till att den trots de initiala resultaten är det mest hållbara valet. Däremot finns det ett stort behov av ytterligare forskning, på faktorer som minskar skötseln, men även mer djuplodande forskning på miljöpåverkan av urban grön infrastruktur, både som helhet och av dess olika beståndsdelar.

Referenser

Alvem, B.-M. & Grönjord, R. (2017a). Bilaga B, Träd i hårdgjord yta: kolmakadam. https://leverantor.stockholm/globalassets/foretag-och-organisationer/leverantor-och-utforare/entreprenad-i-stockholms-stads-offentliga-rum/vaxtbaddshandboken/utforandebeskrivning_bilaga_a-f.pdf

Alvem, B.-M. & Grönjord, R. (2017b). Växtbäddar i Stockholms stad - en handbok. https://leverantor.stockholm/globalassets/foretag-och-organisationer/leverantor-och-utforare/entreprenad-i-stockholms-stads-offentliga-rum/vaxtbaddshandboken/vaxtbaddar_i_stockholm_2017.pdf

AMA Anläggning (n.d.). *Malmö Stad*. https://web1.storegate.com/share/iiDq3IB/files [2026-04-22]

Avgaser (2025). *Transportstyrelsen*. https://www.transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/miljo/luftkvaliet-i-tatorter/avgaser/ [2026-04-22]

Bemlar, B. (2023). Sysavs grönkompost. SYSAV. https://www.sysav.se/media/y41b3dfc/gronkompost_certifierad_2023.pdf

Bennet, S.M.P. (2012). Ecotoxicity in LCA – A review of methods and an assessment of the ecotoxic impact of pesticide use in Swedish winter wheat and Brazilian soybean production. https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:944146/FULLTEXT01.pdf

Beräkning Makadam | Mängdberäkning och Densitet (n.d.). *Snabbgrus*. https://www.snabbgrus.se/shop/maengd-beraeknar.asp?groupid=27 [2026-04-22]

Berggren, A. (2015). *En jämförande studie om skelettjordar i Malmö Stad och hur bra de egentligen fungerar med utgångspunkt från trädens tillväxt och vitalitet.* (Bachelors thesis). Sveriges Lantbruksuniversitet.

brightway-lca (n.d.). *Getting started with brightway2*. *GitHub*. https://github.com/brightway-lca/brightway2/blob/master/notebooks/Getting%20Started%20with%20Brightway2.ipynb [2026-05-07]

Cherubini, F., Fuglestvedt, J., Gasser, T., Reisinger, A., Cavalett, O., Huijbregts, M.A.J., Johansson, D.J.A., Jørgensen, S.V., Raugei, M., Schivley, G., Strømman, A.H., Tanaka, K. & Levasseur, A. (2016). Bridging the gap between impact assessment methods and climate science. *Environmental Science & Policy*, 64, 129–140. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.06.019

Climate change (2023). https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/climate-change-and-health [2026-05-12]

Därför blir det varmare (2025). https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatforandringar/darfor-blir-det-varmare/ [2026-05-17]

Ecoinvent (n.d.). *Ecoinvent*. https://ecoinvent.org/database/ [2026-05-07]

Ekvall, T. & Tillman, A.-M. (1997). Open-loop recycling: Criteria for allocation procedures. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2 (3), 155–162. https://doi.org/10.1007/BF02978810

Environmental management - Life cycle assessment - Requiements and guidelines (ISO 14044:2006) (2006).

European Platform on LCA | EPLCA (n.d.). https://eplca.jrc.ec.europa.eu/lifecycleassessment.html [2026-04-13]

Functional and Declared Units | One Click LCA (2025). https://help.oneclicklca.com/en/articles/275902-functional-and-declared-units [2026-05-27]

Ghoniem, A. (2024). *Biochar*. *MIT Climate Portal*. https://climate.mit.edu/explainers/biochar [2026-05-12]
Grabosky, J. & Bassuk, N. (1995). A New Urban Tree Soil to Safely Increase Rooting Volumes Under Sidewalks. *Arboriculture & Urban Forestry*, 21 (4), 187–201. https://doi.org/10.48044/jauf.1995.030
Gröna typritningar (n.d.). *Malmö Stad*. https://web1.storegate.com/share/Wpu5jtT/files?path=%2F2.6%20Gr%C3%B6na%20typritningar [2026-04-22]
Gunnlaugsson, B. & Adalsteinsson, S. (1995). PUMICE AS ENVIRONMENT-FRIENDLY SUBSTRATE - A COMPARISON WITH ROCKWOOL. *Acta Horticulturae*, (401), 131–136. https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1995.401.15
Guo, S., Li, Y., Wang, Y., Wang, L., Sun, Y. & Liu, L. (2022). Recent advances in biochar-based adsorbents for CO2 capture. *Carbon Capture Science & Technology*, 4, 100059. https://doi.org/10.1016/j.ccst.2022.100059
Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A. & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22 (2), 138–147. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y
Huijbregts, M.A.J., Thissen, U., Guinée, J.B., Jager, T., Kalf, D., van de Meent, D., Ragas, A.M.J., Wegener Sleeswijk, A. & Reijnders, L. (2000). Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES–LCA. *Chemosphere*, 41 (4), 541–573. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00030-8
Introduktion till livscykelanalys (LCA) (n.d.). *Boverket*. https://www.boverket.se/sv/byggande/hallbart-byggande-och-forvaltning/livscykelanalys/introduktion-till-livscykelanalys-lca/ [2026-05-14]
Janssen, A. (2025). *Explained: Elementary flows | Ecochain Technologies Help Center*. *Ecochain*. https://helpcenter.ecochain.com/en/articles/9952608-explained-elementary-flows [2026-05-06]
Kobayashi, Y., Peters, G.M. & Khan, S.J. (2015). Towards More Holistic Environmental Impact Assessment: Hybridisation of Life Cycle Assessment and Quantitative Risk Assessment. *Procedia CIRP*, 29, 378–383. https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.01.064
Kompost (n.d.). *Nationalencyklopedin*. https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kompost [2026-05-12]
Levinsson, A., Buffam, I., Wiström, B., Andreasson, F., Lund, A., Sjöman, H. & Emilsson, T. (2025). Exploration of potential ecosystem service trade-offs when establishing trees in different urban substrates. *Journal of Environmental Management*, 395, 127537. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127537
Liu, M., Zhu, G. & Tian, Y. (2024). The historical evolution and research trends of life cycle assessment. *Green Carbon*, 2 (4), 425–437. https://doi.org/10.1016/j.greenca.2024.08.003
Lotan, A. & Falconi, F. (2025). Biokol/Biochar. International EPD System. https://www.environdec.com/library/epd12414 [2026-04-22]
Löv, O. (2024). Skelettjordar – fallgropar vid anläggning.
Makadam (n.d.). *Nationalencyklopedin*.
van der Meide, M., Heijungs, R., Guinée, J., Hu, M. & Steubing, B. (2025). Contribution analysis in LCA: an overview of approaches and when to

apply them. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 30 (12), 2745–2763. https://doi.org/10.1007/s11367-025-02487-y
Miljöledning - Livscykelanalys - Principer och struktur (ISO 14040:2006) (2006).
Nilsson, M. (2025). *Skelettjordens plats i det urbana landskapet: En studie i hur svenska kommuner använder skelettjord*. Sveriges Lantbruksuniversitet. https://stud.epsilon.slu.se/21003/1/nilsson-m-20240428.pdf
NPK- gödsel- Vad är NPK? (n.d.). *Tergent*. https://tergent.se/tipsochrad/npk-godsel/ [2026-04-23]
Olanrewaju, O.I., Enegbuma, W.I. & Donn, M. (2024). Challenges in life cycle assessment implementation for construction environmental product declaration development: A mixed approach and global perspective. *Sustainable Production and Consumption*, 49, 502–528. https://doi.org/10.1016/j.spc.2024.06.021
Ow, L.F., Ghosh, S. & Yusof, M.L.M. (2018). Effects of varying establishment approaches on the growth of urban street trees. *ResearchGate*,. https://www.researchgate.net/publication/328296624_Effects_of_varying_establishment_approaches_on_the_growth_of_urban_street_trees [2026-05-12]
Peña, C.A. (2022). Aggregates from Lund quarry - Södra Sandby. International EPD System. https://www.environdec.com/library/epd3659 [2026-04-22]
Pumice (n.d.). *Minerals Education Coalition*. https://mineralseducationcoalition.org/minerals-database/pumice/ [2026-05-08]
Pumice | Britannica (2026). *Britannica*. https://www.britannica.com/science/pumice [2026-05-08]
Reap, J., Roman, F., Duncan, S. & Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (4), 290–300. https://doi.org/10.1007/s11367-008-0008-x
ReSource, I. (2021). Pumice and Scoria. International EPD System. https://www.environdec.com/library/epd4773 [2026-04-22]
Rydh, C.J., Lindahl, M. & Tingström, J. (2002). *Livscykelanalys*. Studentlitteratur.
Sjöman, H. & Slagstedt, J. (red.) (2015). *Träd i Urbana Landskap*. 1:1. Studentlitteratur AB.
Södra Sandby Bergtäkt, Lund (n.d.). *NCC*. https://www.ncc.se/ballast/hitta/skane/sodra-sandby-lund/ [2026-05-12]
Spjuth, J. (2026). Skötsel Malmö stad
Spokas, K.A. (2025). *Biochar*. *USDA - U.S. Department of Agriculture*. https://www.ars.usda.gov/midwest-area/stpaul/swmr/people/kurt-spokas/biochar/ [2026-05-12]
Syrén, B. (2026). Volym till viktomvandling
Trafikverket (2021). *Miljövarudeklarationer (EPD)*. *Trafikverket*. https://bransch.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/miljo---for-dig-i-branschen/arbetssatt-och-metoder-for-miljo-i-vag--och-jarnvagsprojekt/livscykelanalys-i-anlaggningsprojekt/miljovarudeklarationer-epd/ [2026-05-12]
Xiang, L., Liu, S., Ye, S., Yang, H., Song, B., Qin, F., Shen, M., Tan, C., Zeng, G. & Tan, X. (2021). Potential hazards of biochar: The negative environmental impacts of biochar applications. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126611. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126611
Yonas, G. (2010). Wicked Problems. *Proceedings of Engineer's week 2010*, 2010. https://doi.org/10.1641/B570919
van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J. & van de Meent, D. (2009). USES-LCA 2.0—a global nested multi-media fate, exposure, and effects model. *The*

International Journal of Life Cycle Assessment, 14 (3), 282–284. https://doi.org/10.1007/s11367-009-0066-8

Personlig kommunikation

Syrén, B. 2026. Volym till viktomvandling av material [Telefonintervju]

Spjuth, J. 2026. Malmö stads gröna skötsel [Email]

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU kan publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver i sådana fall godkänna publiceringen. I samband med att du godkänner publicering kommer SLU även att behandla dina personuppgifter (namn) för att göra arbetet sökbart på internet. Du kan närsomhelst återkalla ditt godkännande genom att kontakta biblioteket.

Även om du väljer att inte publicera arbetet eller återkallar ditt godkännande så kommer det arkiveras digitalt enligt arkivlagstiftningen.

Du hittar länkar till SLU:s publiceringsavtal och SLU:s behandling av personuppgifter och dina rättigheter på den här sidan:

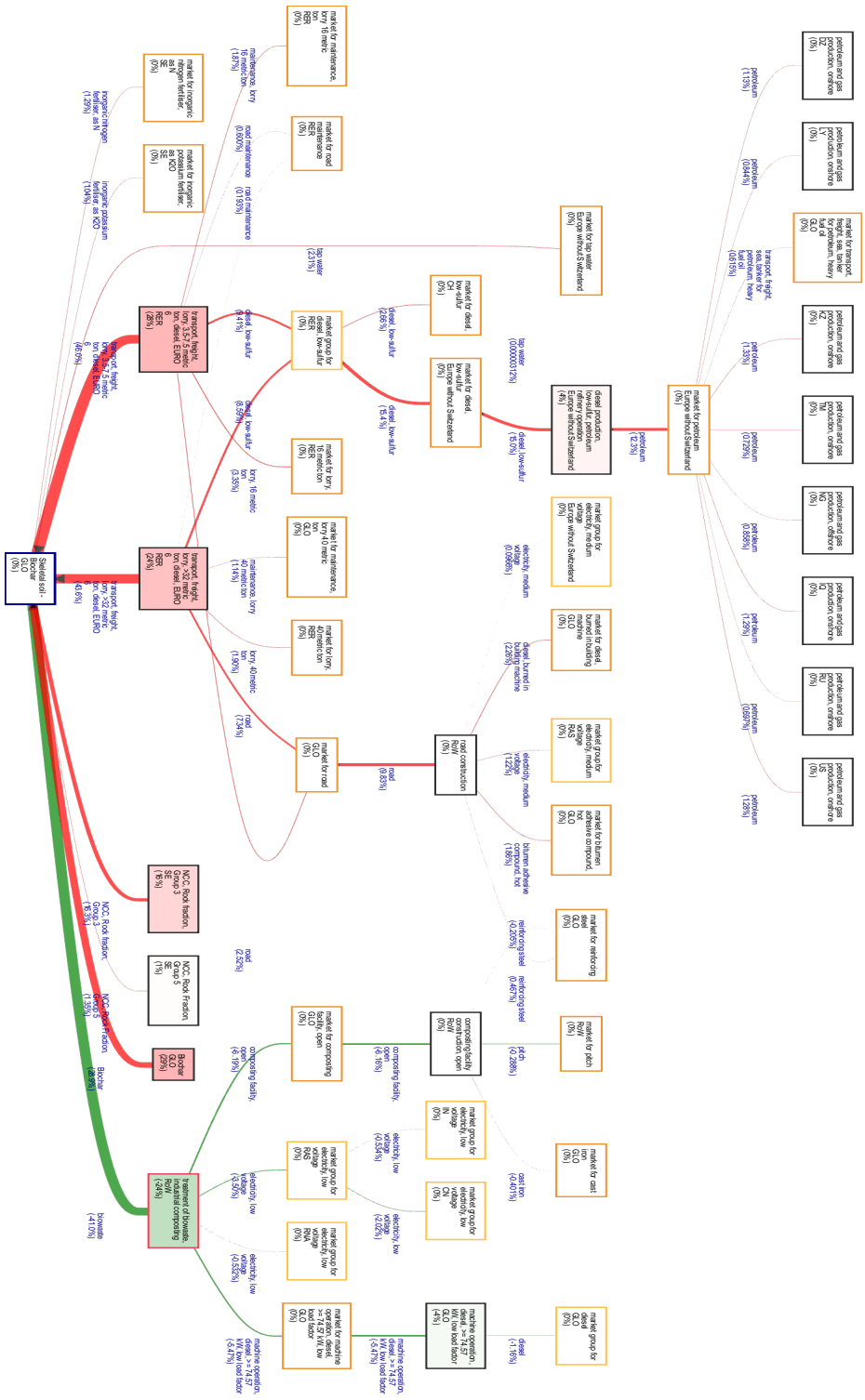
- https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316

☒ JA, jag, Aino Agné har läst och godkänner avtalet för publicering samt den personuppgiftsbehandling som sker i samband med detta

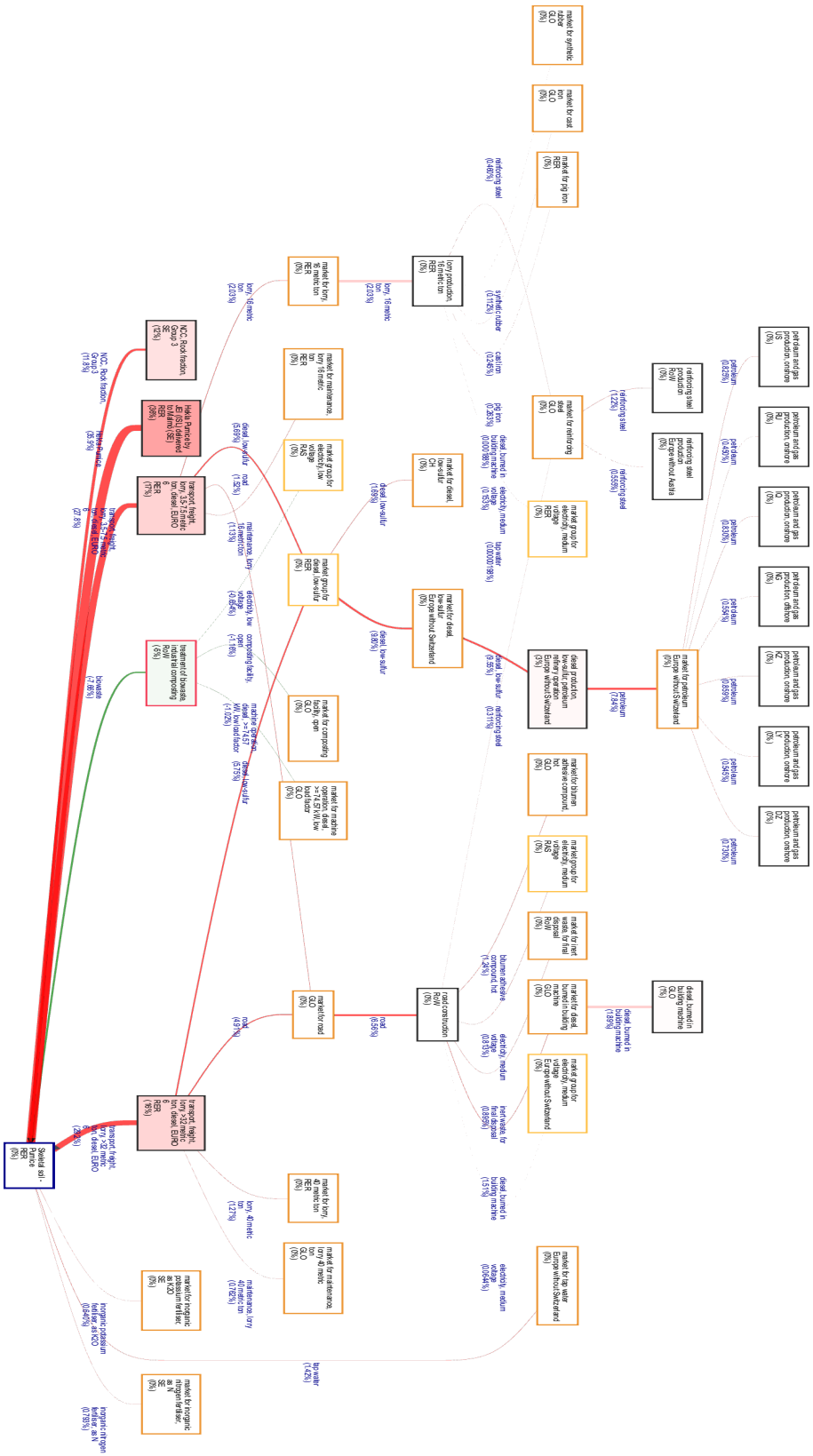
☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse till att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Bilaga 1

Sankey-diagram för BK-systemet, 0,5 procent cut-off.



Sankey-diagram för PS-systemet, 0,5 procent cut-off.



Bilaga 2

Bibliometric analysis

In order to grasp the current status of the research on the integration of LCA and landscape architecture a bibliometric analysis was performed, using the software VOSviewer and the scholarly databases Scopus and Web of Science. VOSviewer works by compiling the data from the selected publications, and then allowing for the user of the software to select which categories and parameters to filter it by. The final result is a network map which shows the relevance (node size) and relations (connecting lines and color coding) of the included items. The network map can be altered to primarily visualize the temporal distribution of the objects, but the relevance and connections of the items remain visible.

To obtain a representative result, two different data collection methods were used. One focused on reaching the appropriate number of articles for a VOSviewer review (100-200 articles), and the other focused on curating articles which actually concerned both LCA and landscape architecture. The first method yielded 188 articles on the Scopus database, using the search string *("landscape architecture" OR "garden" OR "green infrastructure" OR "public park") AND "life cycle assessment"*, where all resulting articles were selected for the bibliometric analysis. The other method consisted of using the search string *("landscape architecture" OR "garden*") AND ("Life cycle assessment" OR "LCA" OR "LCIA" OR "environmental assessment") NOT "waste" NOT "agriculture*"* on the Web of Science database and then manually selecting the articles which filled the requirement of combining some kind of environmental assessment with some kind of landscape architecture, resulting in 37 articles. Henceforth the two data collections will be referred to as the specialized versus broad retrieval.

For the analysis, the types of bibliometric networks selected were *keyword co-occurrence* and *co-authorship*. Keyword co-occurrence was based on the author keywords, and essentially showcases the keywords that frequently appear together. Co-authorship visualizes which researchers are connected to each other and how, highlighting the current collaborative patterns within the field.

The result of the bibliometric analysis of LCA and landscape architecture highlighted multiple aspects of the current research field. Evident is that there hasn’t been much research on the integration of the two, and additionally that much of the research which does exist primarily concerns waste and water management aided by green infrastructure, and not necessarily the compositional aspects of landscape architecture. In order to make well-informed decisions during the design process it is important to quantify the benefits and disadvantages of each option, including in terms of environmental impact.

Keyword maps:

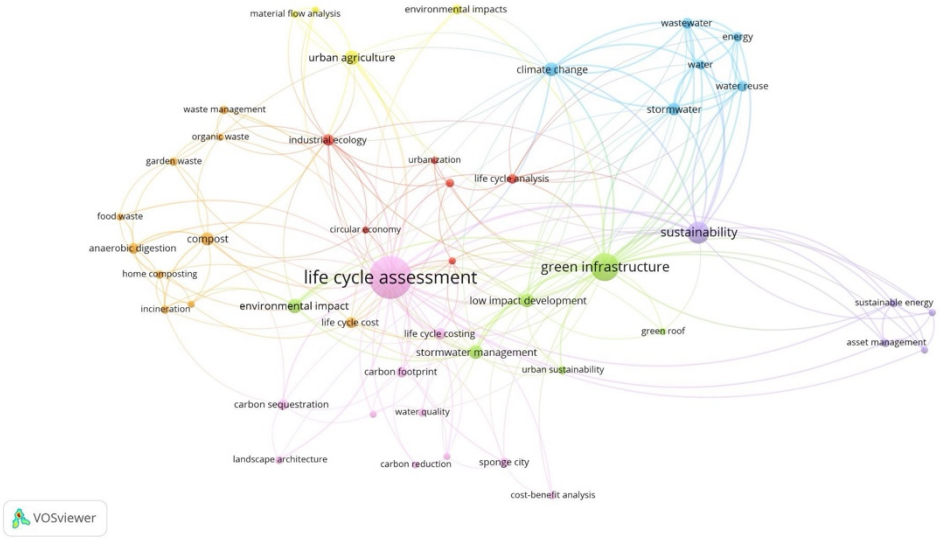


Figure 1: The network relations of the keywords that the broad retrieval yielded. Seven distinct clusters can be observed, and the most prominent nodes are ‘life cycle assessment’, ‘green infrastructure’, and ‘sustainability’.

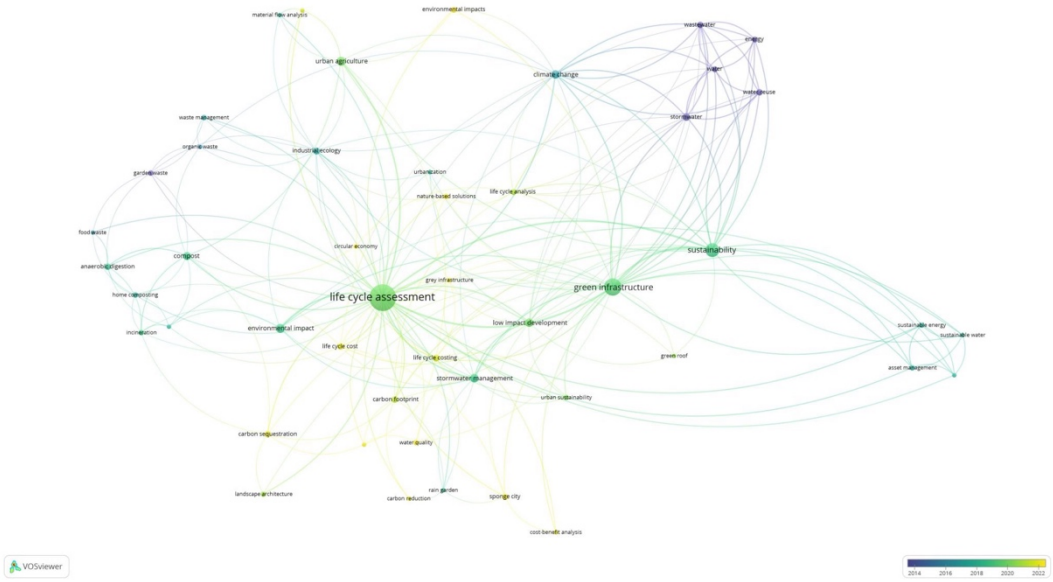


Figure 2: The temporal distribution of the keywords that the broad retrieval yielded. Notable is that research used to center on stormwater and water management, but has shifted to environmental assessments and quantification, such as ‘carbon sequestration’ and ‘life cycle cost’.

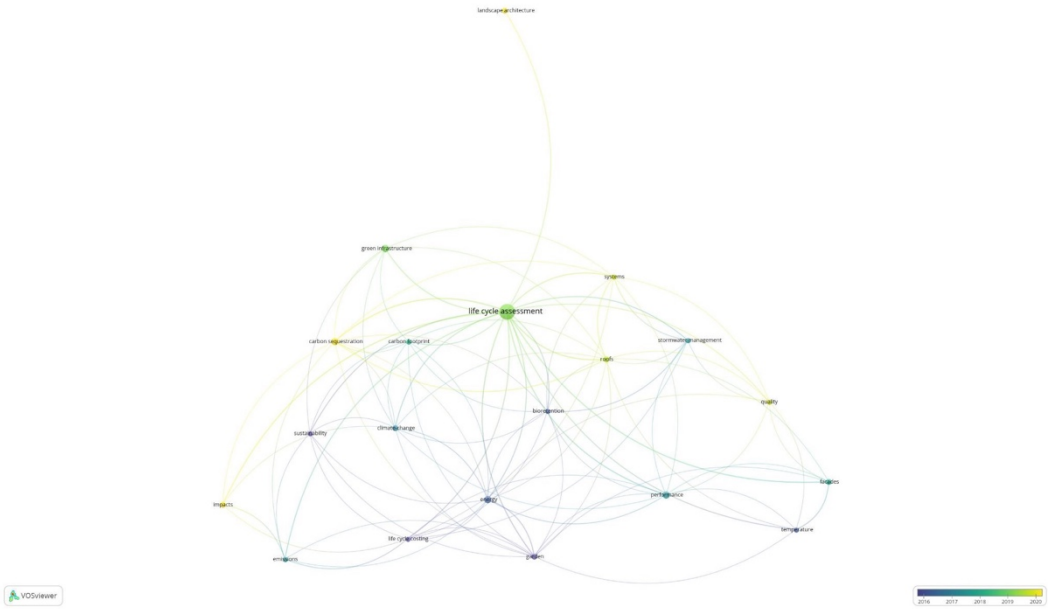


Figure 3: The temporal distribution of the keywords that the specialized retrieval yielded. It shows a shift from ‘garden’ to ‘landscape architecture’, and from ‘energy’ and ‘sustainability’, to ‘impacts’ and ‘carbon sequestration’.

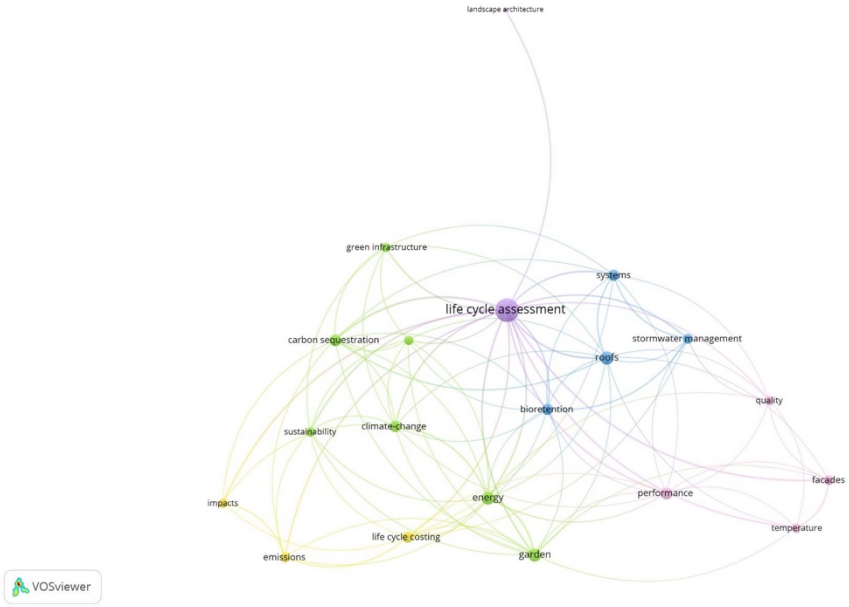


Figure 4: The network relations of the keywords that the specialized retrieval yielded. Five separate clusters can be observed, where most keywords concern urban challenges, such as ‘stormwater management’ and ‘carbon sequestration’, as well as the actual green spaces, such as ‘garden’ and ‘roofs’.

Author maps

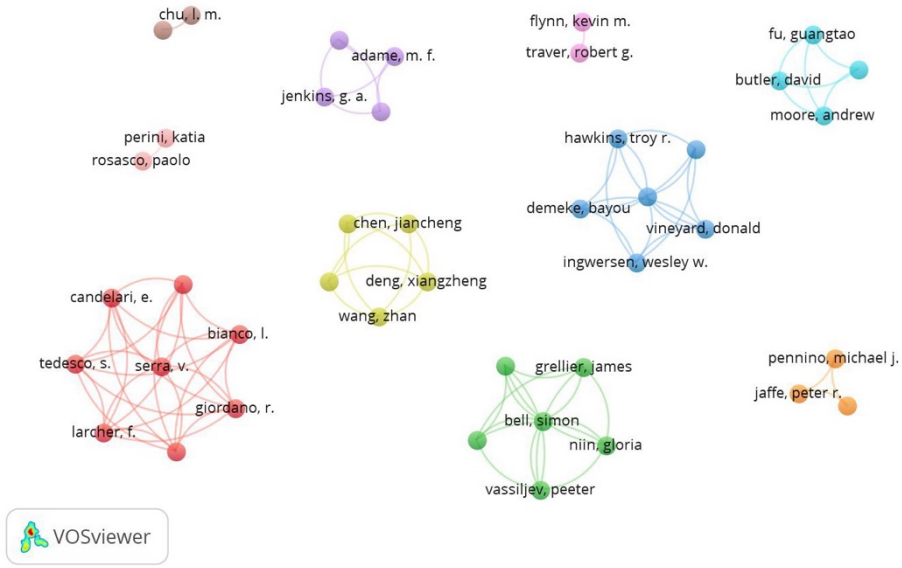


Figure 5: The network relations of the co-authors that the specialized retrieval yielded. Noteworthy is that the clusters aren't interconnected, and thus the research field might be considered a bit isolated.

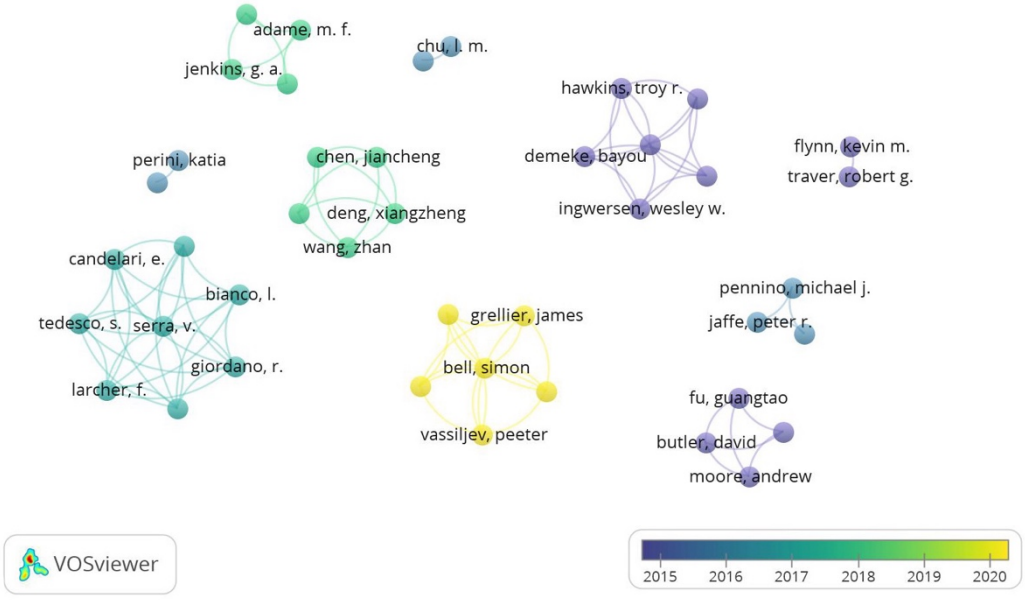


Figure 6: The temporal distribution of the co-authors that the specialized retrieval yielded. As is evident, the yellow cluster of Grellier, Bell, and Vassiljev, are the most recent authors, while the purple clusters are the least recent authors.